

GABRIEL ANTÔNIO REZENDE DE PAULA

**ASSEMBLEIAS DE ABELHAS SOB A
PERSPECTIVA FUNCIONAL**

Tese apresentada à Coordenação do programa de Pós- Graduação em Ciências Biológicas, Área de Concentração em Entomologia, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas.

CURITIBA

2014

GABRIEL ANTÔNIO REZENDE DE PAULA

ASSEMBLEIAS DE ABELHAS SOB A PERSPECTIVA FUNCIONAL

Tese apresentada à Coordenação do programa de Pós- Graduação em Ciências Biológicas, Área de Concentração em Entomologia, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Gabriel A. R. Melo

Coorientador: Prof. Dr. Maurício O. Moura

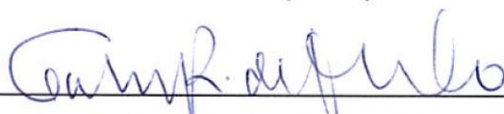
CURITIBA

2014

GABRIEL ANTÔNIO REZENDE DE PAULA

“ASSEMBLÉIA DE ABELHAS SOB A PERSPECTIVA FUNCIONAL”

Tese aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de “Doutor em Ciências”, no Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Área de Concentração em Entomologia, da Universidade Federal do Paraná, pela Comissão formada pelos professores:



Prof. Dr. Gabriel Augusto Rodrigues de Melo (Orientador)
(UFPR)



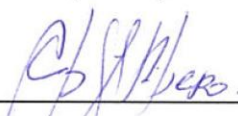
Prof. Dr. Luiz Roberto Ribeiro Faria Júnior
(UNILA/PR)



Prof. Dr. André Andrian Padial
(UFPR)

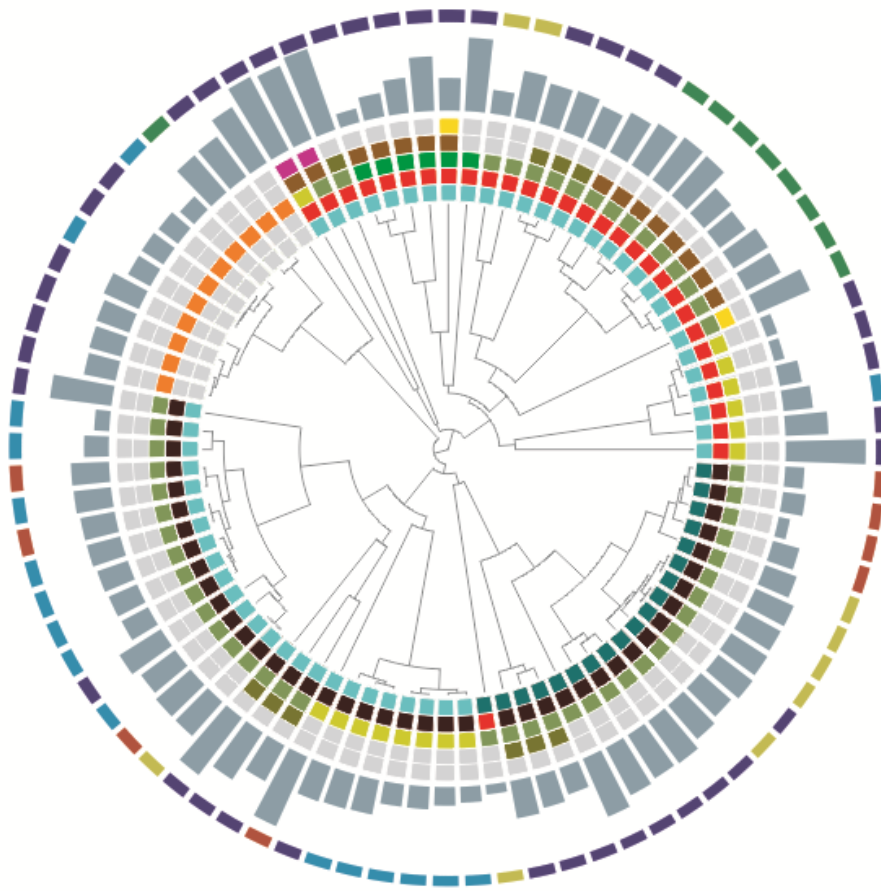


Profa. Dra. Isabela Galarda Varassin
(UFPR)



Profa. Dra. Cibeles Stramare Ribeiro-Costa
(UFPR)

Curitiba, 11 de junho de 2014.



“The love of complexity without reductionism makes art; the love of complexity with reductionism makes science.”

Edward O. Wilson

(*“Consilience: The Unity of Knowledge”*, 1998)

APRESENTAÇÃO

Prezado leitor, o estudo aqui apresentado não se estrutura no padrão vigente de tese. Antes de tudo, o mesmo compreende um relato do desenvolvimento de um raciocínio, o nascimento de uma ideia e o exercício que fundamentaram as hipóteses e teorias resultantes. Pelo intuito de compreender uma representação simbólica do pensamento, o mesmo não poderia estar organizado na usual estrutura fragmentada, pois o conjunto demonstrou-se fluido e intrincado. Buscou-se demonstrar as origens diversas de um saber que se entrelaçaram e ramificaram gerando novos caminhos. Esse registro tornou-se necessário e não haveria outro espaço para fazê-lo. Desse modo, pede-se ao leitor uma reserva em seu tempo, além de um convite à leitura e à interpretação. A redação objetivou a redução da dicotomia entre autor e leitor para que o estudo ganhasse vida pela interiorização de conceitos em um processo de criação comum. Esperou-se, portanto, o distanciamento de uma leitura mecanizada para que o leitor possua ampla liberdade de vagar entre as palavras, que ele busque e compreenda os conteúdos e, por fim, participe de modo mais ativo no estabelecimento de significados. Boa leitura!

Gabriel A. R. de Paula

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, área de concentração em Entomologia, da Universidade Federal do Paraná, pela infraestrutura e possibilidade de trabalho, e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa. Agradeço também ao meu orientador, Prof. Dr. Gabriel A. R. Melo, e ao meu coorientador, Prof. Dr. Maurício O. Moura, pela oportunidade de estudo, suporte, compreensão e auxílio. Também sou grato aos membros do Laboratório de Biologia Comparada de Hymenoptera (UFPR), em especial aos amigos Dra. Aline C. Martins, M. Sc. Claudivã M. Maia, M. Sc. Laércio P. do Amaral Neto e Dr. Leandro Santos, tal qual à companheira de sala Dra. Diana L. Grisales, pela amizade, companhia, auxílio, conselhos, estudos e momentos de trabalho compartilhados.

De igual modo, direciono minha gratidão ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da UFPR pela possibilidade de cursar excelentes disciplinas, e aos membros do Laboratório de Ecologia Vegetal (UFPR): As professoras Profa. Dra. Isabela G. Varassin e Profa. Dra. Márcia C. Marques pela receptividade em seu grupo de estudo, e em especial aos amigos M. Sc. Carolina Y. Shimamoto, M. Sc. Daniele Moraes, M. Sc. Fernanda F. C. de Lima, Dra. Jana M. T. de Souza, M. Sc. Márcia L. Malanotte, Dr. Pedro Cavalin, M. Sc. Vinicius M. da Silva, além do agregado M. Sc. Felipe L. Shibuya, pelo grande suporte nos períodos de estudos e trabalhos em métodos e conceitos de Ecologia Funcional.

Agradeço também à Profa. Dra. Mirna M. Casagrande e ao Prof. Dr. Gabriel A. R. Melo pela sabedoria e experiências em docência transmitidas no acompanhamento das disciplinas da graduação pelo programa REUNI. Além disso, são de extrema importância os meus agradecimentos aos membros da banca, Prof. Dr. André A. Padial, Profa. Dra. Isabela G. Varassin, Profa. Dra. Cibele S. Ribeiro-Costa e Prof. Dr. Luiz R. R. Faria Jr., pelas considerações relevantes que auxiliaram no aprimoramento desse estudo. Sendo também fundamentais o apoio, compreensão, companhia e amizade de meus pais, Cezar A. de Paula e Luzia A. R. de Paula, e meu irmão, Rafael A. R. de Paula, além dos amigos Andréia Carvalho, Dra. Caroline S. N. de Oliveira, Dr. Danilo P. Cordeiro, Dr. João F. Bento, Dr. Lucas F. do Nascimento, Lucas Ramos e Matheus Becchi. Não poderia deixar de agradecer também aos pesquisadores que conduziram os estudos e disponibilizaram as informações nas quais esse trabalho se fundamenta, além dos mentores de todo o suporte teórico que propiciou os questionamentos e a formulação das hipóteses aqui apresentados.

SUMÁRIO

Lista de Figuras	viii
Lista de Tabelas	x
Resumo	xi
Abstract	xii
1. Biodiversidade e a Ecologia Funcional.....	1
1.1. A Ecologia de Comunidades e o surgimento dos Conceitos em Ecologia Funcional	3
1.2. A Necessidade de Abrangência da Ecologia Funcional a demais Grupos de Organismos	8
2. Como a Perspectiva Funcional pode contribuir para os Estudos das Assembleias de Apidae?	10
3. Justificativas e Objetivos Gerais.....	13
4. Uma Hipótese Geral.....	14
5. O Suporte do Estudo: Levantamentos Sistematizados	15
5.1. Prelúdios da Pesquisa: A Fonte de Dados	15
5.2. Indivíduos Considerados no Estudo e a Unidade Taxonômica Operacional	18
5.3. Estimativa do Peso Seco.....	20
5.4. Levantamento de Dados	20
5.5. Cálculo da Biomassa e da Abundância Comparável	21
6. A Construção do Perfil Funcional	24
6.1. Compreendendo os Atributos Funcionais.....	24
6.2. A Seleção e Determinação dos Atributos Funcionais.....	26
6.3. A Construção do Perfil Funcional Descritivo.....	30
7. Perspectivas em um Perfil Funcional	32
7.1. O Suporte para o Uso dos Gêneros como UTO.....	32
7.2. As Classes de Peso Seco, Abundância e Biomassa	32
7.3. O Perfil Funcional Resultante	38
8. Inferências sobre o Perfil Funcional.....	45
8.1. Os Gêneros como Unidades Taxonômicas Operacionais	45
8.2. Flutuações dentre as Classes de Peso Seco, Abundância e Biomassa	45
8.3. Relações dentre os Estados dos Atributos	46
9. Relações entre as Perspectivas Taxonômica e Funcional	48
9.1. Hipóteses sobre as Relações dentre as Assembleias.....	50
9.2. Meios de Avaliação	51
9.3. As Relações Observadas dentre os Levantamentos	52
9.4. Perspectivas Complementares pelos Componentes Taxonômico e Funcional	60
10. O Suporte de Índices de Diversidade Funcional	62
10.1. Hipóteses sobre as Características Evidenciadas pelos Índices de FD	65
10.2. Obtenção dos Parâmetros de Diversidade Funcional	65
10.3. Os Índices Funcionais Determinados	67
10.4. A Diversidade Funcional da Assembleia de Apidae	68

11. Os Agrupamentos Funcionais	71
11.1. As Expectativas quanto aos Grupos Funcionais	72
11.2. Determinação dos Grupos Funcionais	73
11.3. O Agrupamento Funcional determinado para a Assembleia de Apidae	73
11.4. A Relação entre Grupos Funcionais e os Processos Ecológicos.....	82
12. Uma Síntese das Contribuições da Perspectiva Funcional para a Assembleia de Apidae.....	87
13. Considerações Finais	90
14. Referências Bibliográficas.....	92
15. Apêndices.....	105

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1:** Fotografias aéreas (a e b) e imagem de satélite (c) do entorno ao Aeroporto Afonso Pena, São José dos Pinhais, Paraná, em a) 1963; b) 1980 e c) 2004. Nota-se a expansão das áreas com construções antrópicas e consequente redução das áreas naturais. Fonte: Martins *et al.* (2013).....17
- Figura 2:** Fotografia apresentando o aspecto fitofisionômico presente nas áreas do Parque Estadual de Vila Velha, onde foram conduzidos os estudos referentes a V1 e V2. Autoria: Gabriel A. R. Melo.18
- Figura 3:** Limites de amplitude e valores de mediana para a abundância para o conjunto de todos os levantamentos, A1, A2, A3, V1 e V2, (topo), e para as diferentes classes de abundância (pares inferiores).36
- Figura 4:** Limites de amplitude e os valores de mediana para a biomassa de todo o conjunto de levantamentos, A1, A2, A3, V1 e V2, (topo), e para as diferentes classes de biomassa (pares inferiores).37
- Figura 5:** Relações entre os valores de mT para a abundância e para a biomassa acumulada dentre os estados de atributos para A1, A2, A3, V1 e V2. I – inverno, O – outono, V – verão e P – primavera; E – esparsos, R – restritos, RF – restritos ao frio e RC – restritos ao calor; SL – solitárias, SS – parassociais, EU – eussociais e PT – parasitas; PF – perfume, FL – folha, RS – resina, OL – óleos; CV – cavidade ou SO – solo; OG – oligolética ou PL – polilética; EX – peso seco extremo, EL – p. s. elevado, MS – p. s. médio superior, M – p. s. médio, MI – p. s. médio inferior e B – p. s. baixo.42
- Figura 6:** Valores de r para as correlações entre os pares dos estados de atributos, quando considerando sua representatividade pela abundância e biomassa dos gêneros que apresentam tais aspectos. São apresentados todos os valores de correlação à esquerda, e apenas os valores significativos ($p < 0,0001$) à direita, para os respectivos levantamentos A1, A2 e A3. I – inverno, O – outono, V – verão, PV – primavera, E – esparsos, R – restritos, RF – restritos ao frio, RC – restritos ao calor, SLT – solitárias, SS – parassociais, EU – eussociais, PT – parasitas, PF – perfume, FL – folha, RS – resina, OL – óleos, CV – cavidade, PL – polilética, EL – p. s. elevado.43
- Figura 7:** Valores de r para as correlações entre os pares dos estados de atributos, quando considerando sua representatividade pela abundância e biomassa dos gêneros que apresentam tais aspectos. São apresentados todos os valores de correlação à esquerda, e apenas os valores significativos ($p < 0,0001$) à direita, para os respectivos levantamentos V1 e V2. I – inverno, O – outono, V – verão, PV – primavera, E – esparsos, R – restritos, RF – restritos ao frio, RC – restritos ao calor, SLT – solitárias, SS – parassociais, EU – eussociais, PT – parasitas, PF – perfume, FL – folha, RS – resina, OL – óleos, CV – cavidade, PL – polilética, EL – p. s. elevado.44
- Figura 8:** Dendogramas resultantes das Análises de *Cluster* (ligação média dentre grupos), resumindo as relações entre os levantamentos considerados, tendo-se em consideração os valores de abundância (*Bray-Curtis*), biomassa (*Bray-Curtis*) e peso seco (distância Euclidiana) para os respectivos gêneros (os três agrupamentos superiores, respectivamente) ou estados de atributos (os dois agrupamentos inferiores). Os símbolos indicam a localidade, e a variação tonal indica o momento na escala temporal em que foram conduzidos os estudos.53
- Figura 9:** Diagramas decorrentes das Análises de Coordenadas Principais demonstrando as relações entre os levantamentos condicionadas pelos componentes taxonômico (três superiores) pela presença ou ausência dos gêneros (64% das relações explicadas pelos primeiro e terceiro eixos), por seus valores de abundância (66% das relações no primeiro e terceiro eixos) ou biomassa (64% para o primeiro e quarto eixos); assim como para o componente funcional (2 inferiores), pela abundância acumulada dos gêneros dentre os estados de atributos (91% para o primeiro e segundo eixos) ou pela biomassa acumulada (90% para o primeiro e segundo eixos).54

- Figura 10:** Pares de diagramas decorrentes das Análises de Correspondência sem tendência (esquerda – todas as variáveis, direita – ênfase nos locais de coleta) para a composição taxonômica por sua abundância (superior) e biomassa (inferior).57
- Figura 11:** Pares de diagramas decorrentes das Análises de Correspondência sem tendência pelos estados de atributos pela abundância acumulada (superior) e pela biomassa acumulada (inferior). PL – polilética, OG – oligolética, SO – solo, CV – cavidade, OL – óleo, RS – resina, FL – folha, PT- parasita, EU – eussocial, SS – parassocial, SL – solitárias. O estado de atributo de “perfume” foi omitido para uma melhor visualização do conjunto, estando sempre no quadrante positivo do segundo eixo.58
- Figura 12:** Representação no espaço dos eixos canônicos da relação à abundância e biomassa dos gêneros (primeiro e segundo diagramas superiores, respectivamente) e à abundância e biomassa acumuladas dentre os estados de atributos (primeiro e segundo inferiores, respectivamente). Apresenta-se também, um quadro interno demonstrando o dendograma obtido pela Análise de *Cluster* para a matriz de distância dentre as variáveis ambientais pelos levantamentos. PL – polilética, OG – oligolética, SO – solo, CV – cavidade, OL – óleo, RS – resina, FL – folha, PF – perfume, PT- parasita, EU – eussocial, SS – parassocial, SL – solitárias.....59
- Figura 13:** Dendograma resultante da Análise *Cluster* (*average linkage within groups*, distância de *Gower*, atributos ponderados e “PT” como binário assimétrico), resumindo as relações entre os gêneros amostrados em todos os levantamentos, determinadas por seus estados de atributos e peso seco. Ao nível de $h = 0,1$, são determinados 15 grupos funcionais no conjunto.....77
- Figura 14:** Dendograma obtido pelo método de *Cluster*, formado a partir da matriz de distância dos atributos dentre os gêneros de Apidae. O mesmo é demonstrado em sua disposição radial, sendo dispostos os estados de atributos aos gêneros correspondentes, assim como o valor de seu peso seco (mg) e a subfamília a qual pertencem. Dentre as linhas pontilhadas, são delimitados os grupos funcionais considerados pelo nível de corte $h = 0,1$78
- Figura 15:** Distribuição da abundância de todos os gêneros presentes nos respectivos grupos por levantamento. Os grupos são organizados dos que possuem maiores valores de abundância (superior, à esquerda) para os de menor valor (inferior, à direita) em A1. n corresponde ao número de gêneros presentes em cada grupo. O eixo y apresenta distintas escalas dentre os grupos.80
- Figura 16:** Distribuição das espécies e valores de abundância e biomassa dentre os levantamentos, pelos grupos funcionais. Os círculos na coluna à esquerda apresentam as espécies presentes dentre os levantamentos e sua disposição no dendograma, assim como os valores de sua respectiva abundância. Os gráficos na coluna à direita apresentam a relação de abundância média dos gêneros dentre os grupos por levantamento, o intervalo de confiança e os *outliers*.81

LISTA DE TABELAS

Tabela 01.	Resumo histórico de conceitos referentes aos grupos funcionais. Baseados em De Paula (2013).....	7
Tabela 02.	Atributos funcionais e seus diferentes estados selecionados para as avaliações dos perfis funcionais dos distintos levantamentos.	27
Tabela 03.	Riqueza de gêneros, abundância e biomassa amostrados por levantamento.....	32
Tabela 04.	Medidas de tendência central e valores de separatrizes (Sn) e extremos referentes às separações de classes por variável.....	32
Tabela 05.	Valores de mT (em %), e respectivos valores de abundância ou biomassa acumulada dentre os gêneros para os estados de atributos em A1, A2, A3, V1 e V2.....	41
Tabela 06.	Variáveis ambientais consideradas nas CCA's. SSP – riqueza de espécies de plantas, FMP – número de famílias de plantas, TEMP – temperatura média anual (°C), CH – média anual de chuva (mm ³), ALT – altura em relação ao nível do mar (m), LAT – latitude (UTM), LONG – longitude (UTM).	56
Tabela 07.	Índices de diversidade retornados dentre os levantamentos: Riqueza funcional (FRic), equidade funcional (FEve), divergência funcional (FDiv), dispersão funcional (FDis) e a diversidade funcional pela Entropia de Rao (Rao Q).	67
Tabela 08.	Valores de riqueza de gêneros, abundância e biomassa (mg) dentre os grupos funcionais por levantamento. Riq. G., riqueza geral; Riq., riqueza; Abd., abundância; e Biom., biomassa.	79

RESUMO

Esse estudo é fundamentado em um detalhamento histórico, conceitual e prático de Ecologia Funcional e de sua relação à Ecologia de Comunidades, com o intuito de caracterizar assembleias de Apidae de dois conjuntos de levantamentos sistematizados sob distintas intensidades de redução do habitat natural. Os perfis funcionais compreenderam a síntese das características suportadas pela hipótese geral da existência de mudanças na diversidade funcional associadas às alterações ambientais. Essas características correspondem ao peso seco, amplitude da dieta, hábito de nidificação, recursos especiais para nidificação ou reprodução, nível de socialidade, cleptoparasitismo e fenologia. A pesquisa foi pautada nos gêneros de Apidae como unidade taxonômica operacional e constatações complementares forem decorrentes do estudo de sua composição taxonômica (dada pela distribuição da abundância e biomassa) e sua composição funcional. O primeiro conjunto de levantamentos conduzidos no entorno do Aeroporto Afonso Pena dentre a década de 1960 e o início dos anos 2000, apresentaram maior similaridade entre si quando contrapostos ao segundo conjunto, conduzido no Parque Estadual de Vila Velha também do início dos anos 2000. A riqueza de plantas, a temperatura e chuva anuais médias compreenderam variáveis ambientais que corroboraram com os resultados mencionados, apesar de possuírem uma relação indireta com os processos ambientais avaliados. O componente taxonômico isolado não abrangeu todas as relações encontradas uma vez que algumas características foram mais bem evidenciadas pela distribuição da biomassa no espaço funcional. O peso seco compreendeu um atributo importante na determinação de quinze grupos funcionais, apesar de parecer não estar diretamente relacionado à susceptibilidade dos mesmos. Cleptoparasitas, oligoléticos com requerimentos especiais para nidificação ou reprodução, ou gêneros que nidificam no solo foram os grupos mais associados às áreas em melhor estado de conservação. Além disso, as quedas na riqueza e equidade funcionais, além da riqueza de grupos funcionais, indicaram uma tendência na diminuição da diversidade funcional possivelmente relacionada à redução do habitat natural. A entropia quadrática de Rao (Q), a divergência e a dispersão funcionais não apresentaram tendências de variações dentre os estudos. Esse trabalho compreende uma perspectiva pouco abrangida para os estudos em Ecologia de abelhas ao considerar os atributos funcionais em um espaço multidimensional, além da estimativa dos índices de diversidade funcional, sendo também um incentivo à adoção e avaliação de novos aspectos sobre as respostas de Apidae às mudanças ambientais.

Palavras-chave: ecologia funcional, ecologia de comunidades, índices de diversidade funcional, atributos funcionais, grupos funcionais, Apidae.

ABSTRACT

This study is based on a historical, conceptual and practical detailing of Functional Ecology and its relation to the Ecology of Communities, aiming to characterize Apidae assemblages of two sets of systematic surveys under different degrees of natural habitat lost. The functional profiles comprised a summary of the attributes supported by the general hypothesis of changes in functional diversity associated with environmental changes. These attributes correspond to the dry weight, diet breadth, nesting habit, special requirements for nesting or mate, level of sociality, cleptoparasitism and phenology. The research was supported by the Apidae genera as operational taxonomic unit and complementary findings were derived by the taxonomic composition (given by the distribution of the abundance and biomass) and by the functional composition. The first set of studies comprising fauna surveys conducted in the vicinity of Afonso Pena Airport from 1960's and early 2000's showed greater similarity among themselves when compared to the second set, from the Parque Estadual de Vila Velha, also conducted at the early 2000's. Despite having an indirect relationship with the evaluated environmental processes, the richness of plants, temperature and annual precipitation averages comprised environmental variables that corroborate these results. Moreover, the taxonomic component alone did not reveal all the relationships founded since some features were best evidenced by the distribution of biomass in the functional space. The dry weight comprised an important variable to the conformation of fifteen functional groups, although it seems not direct related to the susceptibility of groups. Cleptoparasites, oligolectics with special requirements for nesting or mating, or oligolectics ground-nesting groups were most associated to areas in better condition of conservation. A trend of reduction of functional diversity was indicated and it is possibly related to the reduction of natural habitat and it is mainly based on the reduction of functional richness, functional evenness and functional groups richness. Rao's quadratic entropy (Q), the functional divergence and functional dispersion showed no trends of variations among studies. This research is based on non applied perspectives to the functional ecology of bees, by considering the attributes in a multidimensional space and the estimation of indices of functional diversity, further comprising an incentive for adoption and review of new views on the study of the Apidae responses to environmental change.

Key-words: functional ecology, ecology of communities, functional diversity indices, functional traits, functional groups, Apidae.

1. BIODIVERSIDADE E A ECOLOGIA FUNCIONAL

A importância da diversidade de espécies para o funcionamento do ecossistema tem emergido como uma questão chave na biologia de conservação (Hochberg & Hawkins 1992, Dalerum *et al.* 2012), existindo evidências substanciais sobre a influência mútua entre esses dois componentes (Flynn *et al.* 2011). Isso se deve ao fato de o funcionamento do ecossistema compreender a dinâmica temporal dos processos ambientais através dos componentes abiótico e biótico, tais quais a produção primária, a transferência trófica e a ciclagem de nutrientes, abrangendo o ganho ou perda de energia e materiais (Díaz & Cabido 2001, Tilman 2001, Berlow *et al.* 2004, van der Linden *et al.* 2012).

Há décadas, a conceituação e aplicação da diversidade biológica têm possibilitado o conhecimento sobre o seu valor intrínseco e o levantamento de hipóteses sobre a riqueza das espécies e suas variações no tempo e no espaço (Barbault 1995, Purvis & Hector 2000). Essas hipóteses são essenciais para os estudos evolutivos, agroflorestais, biotecnológicos e farmacêuticos, mas grande parte do crescente interesse na diversidade biológica é devida ao intuito de preservação da biosfera, das espécies e dos serviços ambientais por elas fornecidos (Barbault 1995, Duarte 2000, Purvis & Hector 2000, Schwartz *et al.* 2000, Cameron 2002).

Esses serviços compreendem os produtos e processos biogeoquímicos derivados das interações físicas e químicas dos organismos entre si ou com ambiente, dos quais os seres humanos se beneficiam (Díaz & Cabido 2001). Dentre eles, tem-se como exemplos a produtividade (alimentos, fibras e combustíveis), a disponibilidade de água, o sequestro de carbono, a decomposição, ciclagem e retenção de nutrientes, a formação de solo e a recreação (Cardinale *et al.* 2000, Duarte 2000, Schwartz *et al.* 2000, Díaz & Cabido 2001, Naeem & Wright 2003, Zayed *et al.* 2005). Funções frequentemente compartilhadas entre os organismos, parecendo ser amplamente dependentes da riqueza de espécies abundantes (Duarte 2000, Cameron 2002).

Desse modo, a necessidade de um monitoramento das respostas da biodiversidade aos distúrbios e da compreensão de como isto interfere na funcionalidade dos ecossistemas, determinou o estudo das influências recíprocas entre a riqueza de espécies e as funções ecológicas (Cameron 2002, Duff 2003, Naeem & Wright 2003, Podgaiski *et al.* 2011), havendo o subsequente aumento em experimentos empíricos de quantificação da diversidade funcional (Dalerum *et al.* 2012, Díaz & Cabido 2001).

A diversidade funcional compreende um dos componentes da diversidade biológica e surgiu como uma ferramenta que vai além dos conceitos tradicionais por analisar os modos

como os organismos respondem à variabilidade ambiental (Tilman 2001, Gerisch *et al.* 2012). Ela corresponde a uma medida da amplitude, dispersão ou abundância relativa das características dos organismos, abrangendo uma mensuração da diferenciação ecológica entre hábitos ou funções, podendo refletir os componentes mais relevantes associados aos padrões na comunidade (Gitay & Noble 1997, Díaz & Cabido 2001, Tilman 2001, Thompson *et al.* 2010, De Bello 2012, Gerisch *et al.* 2012).

A diversidade funcional é aferida para se determinar como a composição funcional varia dentre as espécies no tempo e no espaço, buscando uma melhor compreensão de como essa variação influencia o funcionamento do ecossistema (Petchey & Gaston 2007). Dessa forma, medir a diversidade funcional significa medir a diversidade de características fenotípicas dos organismos que influenciam os processos na comunidade (Cianciaruso *et al.* 2009).

Tais estudos, mesmo em início de discussão, resultaram em um crescente arcabouço teórico, metodológico e empírico que tem demonstrado que as comunidades regulam os processos ecológicos (Schwartz *et al.* 2000, Díaz & Cabido 2001, Gerisch *et al.* 2012). De modo que se busca compreender esse fenômeno através de respostas a duas questões fundamentais (Cardinale *et al.* 2000, Naeem & Wright 2003): **a)** Qual a natureza da relação entre a diversidade de espécies e o funcionamento do ecossistema?; e **b)** Tal relação é mais influenciada pela riqueza ou pelos tipos particulares de espécies?

A princípio, evidências baseadas na diferenciação de nichos, conduziram ao consenso de que a riqueza de espécies era a contribuinte primária para o funcionamento do ecossistema (Cardinale *et al.* 2000, Díaz & Cabido 2001). A ausência inicial de evidências sobre a importância das particularidades das espécies pode ter sido devida aos estudos terem se iniciado apenas no começo dos anos 90, lidando indiretamente com a diversidade funcional (Tilman 2001, Naeem & Wright 2003). Além disso, observa-se inconsistência nos conceitos e filosofia sobre a funcionalidade ambiental, de modo que a atribuição funcional à diversidade biológica permanece questionável (Barbault 1995).

Portanto, para fundamentar os conceitos e preceitos adotados no presente estudo, foi realizado um levantamento bibliográfico sobre o surgimento e o desenvolvimento de temas em ecologia das comunidades relacionados às dinâmicas funcionais. O mesmo abrange uma discussão sobre os consensos e perspectivas de estudo, buscando apresentar a evolução do suporte teórico e suas relações aos parâmetros tradicionais.

1.1. A ECOLOGIA DE COMUNIDADES E O SURGIMENTO DOS CONCEITOS EM ECOLOGIA FUNCIONAL

O termo **biodiversidade**, contração de **diversidade biológica**, compreende um conceito clássico na ecologia que pode ser definido como a soma de toda a variação biótica do nível genético ao de ecossistemas (Purvis & Hector 2000). De modo mais detalhado, a Segunda Convenção sobre Diversidade Biológica da ONU, de 1992, dispõe a biodiversidade sob o foco mais abrangente, ao mencionar que a Diversidade Biológica corresponde à variabilidade de organismos vivos de todas as origens, além da diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas terrestres, marinhos e demais aquáticos, dentre outros, além dos complexos ecológicos dos quais fazem parte (Brasil, Ministério do Meio Ambiente – MMA 2000).

Em consenso, o termo abrange uma medida da variedade, número ou multiplicidade de táxons em uma área restrita ou em uma região, usualmente contemplando a variação gênica, fenotípica, a unicidade taxonômica e o endemismo (Barbault 1995, Cardinale *et al.* 2000, Díaz & Cabido 2001, Tilman 2001). Desse modo, a biodiversidade consiste em um conceito multidimensional que não pode ser reduzido a um valor exclusivo, pois o mesmo seria incapaz de representar a variedade das formas de vida (Barbault 1995, Purvis & Hector 2000).

Devido a isso, ela é usualmente estudada de modo integral por meio de medidas que abordam diferentes perspectivas dos distintos níveis de organização dos sistemas biológicos e ecológicos, comparados espacial ou temporalmente. Como exemplo, a biodiversidade pode ser definida em três níveis: a) diversidades genética, intraespecífica e fenotípica, ao nível de espécies e populações; b) diversidade de espécies; e c) diversidade do ecossistema, ecológica ou funcional, ao nível das redes tróficas e paisagens (Barbault 1995, Purvis & Hector 2000).

Esses níveis estão relacionados diretamente à ecologia de comunidades por considerarem a estrutura hierárquica no funcionamento do ecossistema, relacionando padrões e processos e dando ênfase aos mecanismos que conduzem à permanência, aumento ou redução das populações (de Paula 2013).

A contemplação de mecanismos que condicionam as flutuações das populações e determinam a estrutura da biota local é percebida desde a conceituação clássica de comunidades como **superorganismos** (Clements 1916); passando pelo conceito individualista (Gleason 1939); e pela perspectiva integrativa em que as comunidades seriam compostas por espécies reunidas por forças de interação (Whittaker 1951).

Além disso, algumas das ideias iniciais sobre as influências da biodiversidade sobre o funcionamento do ecossistema são atribuídas a Darwin e Wallace. Esses autores formularam

as ideias iniciais que posteriormente fundamentaram o conceito dos **nichos ecológicos** e ao afirmar que composições diversas de plantas poderiam ser mais produtivas do que monoculturas, indicaram o princípio geral de que comunidades mais diversas e intactas são geralmente mais estáveis e funcionalmente melhores (Purvis & Hector 2000, Tilman 2001, Violle *et al.* 2007).

Entretanto, os estudos de organização das comunidades ganharam impulso significativo apenas durante os anos 1960 e o início da década de 1970, sob o ímpeto de Hutchinson e MacArthur, quando a atenção foi direcionada às interações bióticas, em especial à competição interespecífica. Já na década de 1980, a competição tornou-se apenas um dos fatores de análise e as variabilidades espacial e temporal surgiram como pontos de importante atenção (Barbault 1995). Posteriormente, as pesquisas passaram a ser conduzidas na busca de uma melhor compreensão da interação entre as espécies relacionada à sua distribuição e às suas respostas às variações ambientais, o que foi suportado pelo conhecimento de que a diversidade biológica representa o saldo dos processos biogeoquímicos, da história evolutiva e da parcela extrínseca de mudanças nos fatores abióticos (Brown & Heske 1990, Naeem & Wright 2003).

No começo dos anos 1990, iniciaram-se os estudos de relação entre a biodiversidade e o funcionamento do ecossistema com o emprego de análises combinatórias destinadas à manipulação da diversidade taxonômica para a representação de conjuntos funcionais (Naeem & Wright 2003). Já ao fim da mesma década, os ecólogos deram maior ênfase ao uso de classificações não filogenéticas dos organismos, sendo que alguns consideravam que a taxonomia clássica iria ceder lugar às classificações funcionais na descrição da estrutura e funcionamento do ecossistema (Gitay & Noble 1997, Gitay *et al.* 1999).

Contudo, observa-se que a ideia de grupos funcionais surgiu por várias vezes na história dos conceitos ecológicos (Barbault 1995). Classes funcionais em plantas já haviam sido desenvolvidas por naturalistas e fisiologistas, e as classificações por características de funcionalidade podem ser encontradas desde Theophrastus, a cerca de 300 a.C. (Barbault 1995, Gitay & Noble 1997). Posteriormente, as descrições de Kölreuter's, em 1761, e de Sprengel's, em 1793, indicaram que os polinizadores poderiam ser reunidos em grupos de organismos de comportamento similar que exerciam semelhantes pressões seletivas sobre as flores. Isso compreendeu um importante passo para os estudos de síndromes de polinização, sendo que em 1862, Darwin e outros estudiosos elaboraram a perspectiva de que combinações de características florais poderiam refletir o tipo de polinizador associado (Fenster *et al.* 2004).

Em 1934, Raunkiaer indicou que agrupamentos de formas de vida de plantas eram úteis em análises sobre a influência do clima na composição e dinâmica vegetais. Essa prática foi amplamente aceita por ser fundamentada em critérios morfológicos generalizados, entretanto, como aspectos importantes da vegetação não são expressos apenas pelas referências morfológicas, tornou-se necessário o reconhecimento de características adicionais relacionadas ao habitat e à ecologia vegetais (Barbault 1995).

Tais perspectivas originaram inconsistência na terminologia e o surgimento de muitos termos que têm sido utilizados para se expressar o mesmo princípio, a exemplos de **formas de crescimento**, **formas de vida** e **estratégias** (Semenova & van der Maarel 2000). A construção moderna do conceito iniciou-se apenas com sugestões levantadas nos anos 1960, dentre os ecólogos que, seguindo Hutchinson e MacArthur, adotaram o consenso sobre a organização das comunidades em assembleias de espécies definidas por sua base funcional (Barbault 1995, Gitay & Noble 1997).

Em 1967, Root introduziu o termo **guilda**, definindo-o como um grupo de espécies que exploram de modo similar uma classe de recursos, ou um conjunto de espécies que se sobrepõem significativamente em seus requerimentos de nicho (Barbault 1995, Gitay & Noble 1997). Sob tal perspectiva, espécies pertencentes a um mesmo guilda são mais propensas a apresentar fortes interações entre si, enquanto que diferentes guildas podem possuir distintos requerimentos ambientais, devido aos respectivos hábitos alimentares e fontes de recursos (Grönroos & Heino 2012).

O conceito também foi fundamentado no desenvolvimento e definição dos **níveis tróficos** (conjunto de táxons que compartilham um hábito alimentar) em trabalhos de pesquisadores teóricos interessados na estrutura e complexidade de redes alimentares (Barbault 1995). Tais estudiosos denominaram **espécies tróficas** como o conjunto de organismos que ocupam primordialmente o mesmo local na rede alimentar, se nutrindo de uma fonte de recursos comum, e compreendendo também uma base alimentar para outro grupo (Briand & Cohen 1987, Barbault 1995).

Contudo, o termo também pode ser delimitado a agrupamentos de organismos baseados em suas respostas às perturbações, podendo reunir diversos níveis taxonômicos ou diferentes estágios de desenvolvimento, (Gitay & Noble 1997, Naeem & Wright 2003). Essa perspectiva abrange os tipos funcionais à reunião de organismos que compartilham respostas similares às mudanças no ambiente (temperatura, disponibilidade de água e nutrientes, regimes de fogo e geadas, dentre outros), havendo ainda a possibilidade de reunião dos organismos que exercem efeitos parecidos sobre o funcionamento do ecossistema (por

exemplo, quanto à produtividade, ciclagem de nutrientes e resiliência) (Díaz & Cabido 2001, Tilman 2001).

Gitay & Noble (1997) apresentam um breve histórico relacionado à conceituação de tipos funcionais (demonstrado de forma resumida na Tabela 01). Os autores argumentam que do final da década de 1980 ao início dos anos 1990, **grupos funcionais** correspondiam usualmente aos componentes do ecossistema que realizam a mesma função, ou conjunto de funções. Os termos **tipos funcionais** e **grupos funcionais** seriam sinônimos, apresentando um conjunto de ideias similares às diversas definições de **guildas**, mas distinguindo-se por serem agrupamentos determinados pela similaridade nos mecanismos de respostas às variações ambientais.

Estudos têm demonstrado que dificilmente será possível estabelecer-se uma definição universal para os tipos funcionais e para outros conceitos relacionados, devido à ampla faixa de modos em que os preceitos têm sido e provavelmente permanecerão sendo utilizados (Skarpe 1996, Gitay & Noble 1997, Gitay *et al.* 1999, Semanova & van der Maarel 2000, Violle *et al.* 2007). Desse modo, o perfil adotado deve ser esclarecido e devem ser apresentados os diferentes propósitos e níveis de resolução em que o termo está sendo empregado (Skarpe 1996). Portanto, em observação à necessidade de uma conceituação frequente, inequívoca, descritiva e sintética (Violle *et al.* 2007), nesse estudo, o conceito de **grupo funcional** compreenderá a definição apresentada em De Paula (2013):

Um grupo funcional corresponde ao agrupamento de organismos em uma classificação não filogenética, o qual abrange os indivíduos, ou espécies, que compartilham uma série de atributos de história de vida, ou atributos funcionais, e que se relacionam (em resposta e efeito) de modo similar a uma síndrome de fatores ambientais.

Tabela 01. Resumo histórico de conceitos referentes aos grupos funcionais. Baseados em De Paula (2013).

ANO	AUTORES	TERMO	CONCEITO
1974	Cummis	<i>grupo funcional</i>	Conjunto de organismos através dos quais se podem expressar importantes aspectos de processos ecológicos.
1975	Botkin	<i>tipos funcionais</i>	Reunião de um número mínimo de espécies em grupos através dos quais as espécies fornecem informações sobre interações importantes na população.
1980	Paine	<i>módulo</i>	Grupo de espécies interagindo intimamente.
1982	Yodzis	<i>clique</i>	Conjunto de espécies que resguardam um recurso alimentar em comum (não necessariamente utilizando-o do mesmo modo), sendo o <i>clique dominante</i> um <i>clique</i> que não está contido em nenhum outro, podendo também ser denominado de <i>guilda trófica</i> .
1982	Bahr	<i>grupos ecológicos de espécies</i>	Grupo de espécies que exploram a mesma classe de recursos ambientais de modo similar.
1981	Jaksic	<i>guildas operacionais*</i>	Grupo de espécies que respondem de modo similar a uma variedade de mudanças propensas a afetar seu ambiente.
1986	Briand e Cohen	<i>espécies tróficas*</i>	Conjunto de organismos que se alimentam em um conjunto comum de seres vivos e que por sua vez, também compreendem uma fonte alimentar comum para outro determinado grupo.
1986	Szaro	<i>guilda funcional*</i>	Mesmo significado essencial do termo de Root, como apresentado no texto: Grupo de espécies que exploram a mesma classe de recursos ambientais de modo similar. Adicionando mais dois termos: a) <i>guildas estruturais</i> - grupo de espécies que usam o mesmo recurso, não necessariamente do mesmo modo ou com o mesmo propósito; e b) <i>guildas de resposta</i> - espécies que respondem de modo similar à perturbação ambiental.
1986	Menge, Lubchenco, Ashkenas e Ramsey	<i>guilda funcional</i>	Apresentaram a mesma dicotomia descrita por Szaro, sendo que as <i>guildas de resposta</i> foram nomeados de <i>tipos funcionais</i> .
1988	Grime	<i>estratégia</i>	Grupo de características genéticas análogas ou similares, frequentes entre as espécies ou populações, às quais condicionam ecologia similar.
1991	Faber	<i>liga</i>	Conjunto de organismos que utilizam mais de um recurso de modo similar.
1991	Barbault	<i>tipos funcionais</i>	Grupos de organismos definidos em termos de morfologia e fisiologia, particularmente por estas características estarem associadas aos recursos e interações entre espécies, representando <i>guildas alimentares</i> ou modos de desenvolvimento vegetal.
1988	Fridel, Bastin e Griffin	<i>grupo funcional**</i>	Grupos que respondem similarmente à mesma perturbação.
1989	Noble	<i>grupo funcional**</i>	Classificação baseada nos atributos fisiológicos, reprodutivos e caracteres de história de vida, onde a variação em cada caráter tem um valor ecológico preditivo específico (mais do que descritivo).
1992	Keddy	<i>grupo funcional**</i>	Grupos de espécies que compartilham características similares.
2001	Tilman	<i>grupo funcional</i>	Conjunto de espécies que possuem características similares e que, desse modo, são propensas a apresentarem efeitos semelhantes sobre o funcionamento do ecossistema.

*Divisões ou fusões do conceito básico de *guildas*. ** Componentes do ecossistema que realizam a mesma função, ou o mesmo conjunto de funções. Fonte: De Paula (2013)

1.2. A NECESSIDADE DE ABRANGÊNCIA DA ECOLOGIA FUNCIONAL A DEMAIS GRUPOS DE ORGANISMOS

As características funcionais em uma comunidade representam as interações que interferem na abundância e dinâmica populacional dos organismos, nas estruturas trófica e ambiental (Naeem & Wright 2003). Desta forma, em ecologia, as palavras função, funcional e funcionamento se referem ao modo pelo qual o ecossistema opera, sem condicionar um propósito ou um objetivo, o que seria inconsistente aos preceitos evolutivos (Tilman 2001).

É possível que a melhor contribuição obtida pelas abordagens de atributos funcionais de plantas tenha sido um conhecimento maior sobre a estrutura da comunidade e o funcionamento do ecossistema (Díaz & Cabido 2001). Tais estudos envolvem tipicamente o falseamento de hipóteses nulas sobre a interdependência entre as funções-chave de determinado ambiente e o número de espécies presentes na comunidade (Duarte 2000, Jordán 2002).

Atualmente acredita-se que a estrutura da assembleia pode ser tão importante quanto sua riqueza, uma vez que nem todas as espécies são equivalentes nas funções que desempenham no ecossistema e os processos ecológicos podem ser amplamente influenciados por tipos particulares ou distintas combinações de espécies (Cardinale *et al.* 2000, Naeem & Wright 2003, Dalerum *et al.* 2012). Para tal, um importante objetivo é a busca por métodos para caracterizar a relevância das espécies, tornando-se valiosa a identificação de espécies-chaves e de espécies redundantes (Duarte 2000, Jordán 2002).

Espécies redundantes compreendem organismos análogos em suas funções, tanto que o desaparecimento de algumas dessas espécies não ocasiona perdas funcionais mensuráveis na comunidade (Duarte 2000). Por outro lado, espécies ou guildas-chave são os mais significativos componentes biológicos em determinado ambiente, cuja presença ou ausência pode alterar drasticamente a estrutura e dinâmica dos sistemas ecológicos (Brown & Heske 1990, Díaz & Cabido 2001, Jordán 2002).

Como exemplo, os animais vertebrados correspondem a apenas uma pequena fração da biomassa e do fluxo energético em muitos ambientes, mas através das relações de competição, mutualismo ou predação, eles podem promover grandes alterações nos processos bioquímicos, na composição de espécies e na estrutura do hábitat (Brown & Heske 1990). Essas relações deram suporte o estudo de Dalerum *et al.* (2013), no qual análises da diversidade funcional e filogenética foram utilizadas para fundamentar estratégias de conservação de assembleia de carnívoros de grande porte, conjunto de organismos altamente propensos à extinção.

Contudo, observa-se que a literatura ecológica referente a procedimentos de medidas e análises de atributos funcionais têm sido quase que exclusivamente desenvolvida para plantas em ecossistemas terrestres (Lavorel *et al.* 1997, Lavorel *et al.* 1999, Walker *et al.* 1999, Díaz & Cabido 2001, Naeem & Wright 2003, Lavorel *et al.* 2008, Cianciaruso *et al.* 2009 e Vandewalle *et al.* 2010). Muitos grupos taxonômicos e tipos de habitat têm sido pouco representados (Gerisch *et al.* 2012), a exemplo do elo entre a estrutura do ambiente e a biodiversidade de animais consumidores (Liow *et al.* 2001, Duff 2003). Essa tendência dificulta a aplicabilidade dos métodos de Ecologia Funcional em sistemas mais complexos ou multitróficos, de modo que se tem acreditado que o número de consumidores que desempenham um papel funcional importante nas comunidades é inferior ao de produtores (Walker *et al.* 1999, Liow *et al.* 2001, Duff 2003 e Naeem & Wright 2003).

Mesmo assim, algum avanço tem sido realizado. Índices baseados nos atributos funcionais em comunidades de aves, insetos e zooplâncton têm sido comprovados como bons preditores das respostas às mudanças ambientais (Gallego *et al.* 2012, Colzani *et al.* 2013, Martínez *et al.* 2013, Villéger *et al.* 2013, Petrin *et al.* 2013). Além disso, dentre os invertebrados, tem sido conduzida a determinação de atributos de morfologia, fisiologia, comportamento alimentar, uso e especialização do hábitat, estratégias de fuga de predadores ou de condições ambientais severas (Podgaiski *et al.* 2011, Hedde *et al.* 2012, Neves *et al.* 2013).

Tais iniciativas são de extrema importância ao observar-se que as plantas correspondem a cerca de um sexto de todas as espécies descritas e os insetos a aproximadamente dois terços. Junto aos demais invertebrados, os insetos são aos organismos mais importantes para a manutenção de processos vitais nos ecossistemas tropicais devido à sua ampla abundância e diversidade (Liow *et al.* 2001, Duff 2003, Warse 2006, Podgaiski *et al.* 2011). As interações entre plantas e invertebrados são componentes predominantes do ecossistema terrestre, e dentre elas, a polinização relaciona cerca de duzentas e cinquenta mil espécies de angiospermas a um número similar de insetos (Warse 2006).

Desse modo, as pesquisas das diversidades conjuntas de consumidores e plantas podem ser amplamente informativas e permanecem como uma importante via (Hochberg & Hawkins 1992, Duff 2003). Como exemplo, para elucidar questões referentes às respostas das abelhas (Apidae) à perda do habitat natural, indica-se que os estudos incluam com maior profundidade os atributos da história natural em uma perspectiva funcional (Cane 2001, Larsen *et al.* 2005, Ewers & Didham 2006).

2. COMO A PERSPECTIVA FUNCIONAL PODE CONTRIBUIR PARA OS ESTUDOS DAS ASSEMBLEIAS DE APIDAE?

Dentre os insetos, as abelhas (Apidae) são os polinizadores mais especializados, fecundando entre 60 e 70% das espécies de plantas que florescem e que dependem mais desses insetos do que de fatores abióticos, como o vento e a água. Elas estão possivelmente relacionadas à evolução e diversificação das angiospermas, auxiliam na produção de sementes nas florestas tropicais e nas plantações de aproximadamente dois terços do mundo (Grimaldi 1999, Ricketts 2004, Grimaldi & Engel 2005, Larsen *et al.* 2005, Chacoff & Aizen 2006, Danforth *et al.* 2006, Ewers & Didham 2006, Silva-Pereira & Santos 2006, Warse 2006).

O crescente interesse pelas espécies de abelhas se deve principalmente ao fato de nenhuma tecnologia atual poder substituir totalmente esse importante serviço ambiental por elas promovido (Warse 2006). Neste sentido, pesquisas têm sido realizadas com o intuito de investigar os diversos impactos aos quais as abelhas estão sujeitas e gerar subsídios para sua conservação (Chacoff & Aizen 2006, Klein *et al.* 2006, Melo *et al.* 2006, Martins *et al.* 2013).

A perda do habitat natural tem sido considerada como uma das maiores causas do declínio nas biodiversidades local e global, principalmente das assembleias de Hymenoptera-Apidae (Chacoff & Aizen 2006, Klein *et al.* 2006, Melo *et al.* 2006, Tylianakis *et al.* 2006, Martins *et al.* 2013). O habitat para a maioria dos polinizadores deve ser constituído, no mínimo, por porções com umidade elevada, temperaturas amenas e baixa intensidade luminosa, apresentando locais com textura, inclinação e cobertura vegetal apropriadas para a nidificação, como solo e ocos de madeira, às vezes de diâmetro e profundidade específicos, além de materiais próprios para a construção, como folhas, areia e resinas (Matheson *et al.* 1996, Cane 2001, Liow *et al.* 2001, Silva-Pereira & Santos 2006).

São também necessários os recursos florais para consumo próprio dos adultos e para manutenção dos ninhos. Todas as dezesseis mil espécies de abelhas descritas dependem de alguma forma dos produtos das angiospermas, tais como óleos florais (para a nutrição das larvas), pólen e néctar (para o desenvolvimento e para a nutrição dos adultos), ceras e perfumes florais (atrativos sexuais), e resinas (para a construção de ninhos) (Wcislo & Cane 1996, Minckley *et al.* 1999, Danforth *et al.* 2006). Além disso, muitas espécies são exigentes quanto à fonte de pólen e indivíduos cleptoparasitas dependem da presença de seus hospedeiros específicos para sua reprodução (Cane 2001, Melo *et al.* 2006).

Os distúrbios ocasionados pela ocupação antrópica podem afetar amplamente a presença dos recursos mencionados e tais alterações podem resultar em extinção local da

população ou redução da persistência ou proliferação de polinizadores Hymenoptera (Cane 2001, Samejima *et al.* 2004, Matheson *et al.* 1996, Melo *et al.* 2006, Tylianakis *et al.* 2006). Corroborando com essas premissas, têm sido reportados a redução na abundância e o empobrecimento acentuado na riqueza de abelhas em ambientes sob impacto da ocupação humana (Melo *et al.* 2006, Martins *et al.* 2013).

Há também o relato do decréscimo na riqueza de espécies e na densidade populacional das abelhas sem ferrão, Meliponina, proporcional à intensidade dos distúrbios provocados pela ação antrópica (Samejima *et al.* 2004). Além disso, Fahrig (2003) e Chacoff & Aizen (2006) encontraram uma progressiva queda nos índices de diversidade de polinizadores relacionada ao aumento da distância às bordas dos habitats naturais, os quais agiriam como fontes de recursos (Tylianakis *et al.* 2006). Outros fatores prejudiciais também podem estar presentes em ambientes antropizados, como a presença de espécies de abelhas exóticas, de grande flexibilidade ecológica e poder competitivo, as quais podem ter suas populações aumentadas em detrimento das espécies nativas, como conhecido para *Apis mellifera* (Matheson *et al.* 1996) e *Bombus terrestris* (Ricketts 2004, Samejima *et al.* 2004, Melo *et al.* 2006).

Entretanto, apesar de amplamente aceita, existem poucas informações empíricas avaliando a influência prejudicial da fragmentação para a assembleia de Hymenoptera polinizadores (Chacoff & Aizen 2006). Além disto, evidências contrárias têm sido reportadas, uma vez que o distúrbio no habitat pode aumentar a atividade de polinizadores Hymenoptera hábeis para explorar recursos da comunidade de plantas dos meios de cultivo e sua comunidade de herbívoros associada (Dick *et al.* 2003, Tylianakis *et al.* 2006).

Tylianakis *et al.* (2006) constataram uma correlação positiva entre a riqueza de ervas no habitat sob influência antrópica e a riqueza de espécies de Hymenoptera. As ervas que florescem em abundância em ambientes pouco sombreados pelas árvores são os maiores recursos para muitas abelhas e vespas. Desta forma, a matriz pode providenciar um ambiente alternativo e maior conectividade entre os fragmentos quando apresenta massiva presença de espécies floridas e preferidas por abelhas sociais (Klein *et al.* 2003, Ewers & Didham 2006, Chacoff & Aizen 2006, Tylianakis *et al.* 2006).

Portanto, são encontrados estudos que documentam mudanças positivas, negativas ou relações irregulares na riqueza de espécies com o decréscimo da área do habitat, o que pode ser devido à maneira como os estudos têm sido conduzidos (Ewers & Didham 2006). Um fator importante comumente desconsiderado corresponde às diferentes respostas à

fragmentação do habitat observadas em espécies com histórias naturais distintas (Cane 2001, Ewers & Didham 2006).

O estudo das assembleias dos visitantes florais é frequentemente fundamentado no número de indivíduos coletados. Esse método representa a forma pela qual a abundância de espécimes está relacionada ao funcionamento do ecossistema, mas possui carência na representação da estrutura natural da comunidade. Importantes aspectos funcionais, afetados independentemente ou em adição à riqueza de espécies, têm sido perdidos, podendo levar a conclusões errôneas (Larsen *et al.* 2005; Silva-Pereira & Santos 2006).

Por outro lado, a escala temporal pode também representar um forte efeito, pois o acúmulo de pequenos eventos pode desencadear extinções em longo prazo, e mudanças nas características genética, morfológica ou comportamental das espécies requerem tempo para serem percebidas. Em contraste, interações sinérgicas da fragmentação com mudanças climáticas, regimes de distúrbios e outros indicadores de declínio nas populações podem maximizar os impactos da fragmentação (Ewers & Didham 2006), sendo que os efeitos finais da fragmentação do habitat podem ser confundidos com alterações transientes na população, que sobreponham mudanças prolongadas (Cane 2001).

Uma melhor compreensão da biologia das abelhas é essencial para a manutenção de sua diversidade e conservação de suas interações mutualísticas. Portanto, para elucidarem-se tais questões nas respostas de Apidae à perda do habitat natural, devem ser incorporados outros fatores críticos referentes às respostas da comunidade às mudanças ambientais. Os estudos abrangendo este tema deveriam incluir com maior profundidade a variação temporal, possuírem uma metodologia de coleta de dados adequada, serem fundamentados em análise estatística apropriada, apresentarem identificações consistentes de espécies, apreciarem tanto as necessidades de substrato para a nidificação quanto às de recursos florais, além de considerarem outros atributos da história natural dos indivíduos (Cane 2001, Ewers & Didham 2006, Larsen *et al.* 2005).

Visto que é preocupante o grau de degradação em que se encontram as áreas naturais no estado do Paraná e no Brasil (Gonçalves & Melo 2005) o monitoramento de alterações antrópicas de ambientes considerando estas variáveis é altamente relevante. Como a perda de grande parte dos serviços ambientais de polinização tem sido relacionada à redução na população das abelhas, torna-se evidente a necessidade de conservação destes importantes agentes ecológicos e econômicos (Zayed *et al.* 2005).

O entendimento dos padrões de mudanças na biodiversidade e suas consequências funcionais aumentariam nossa habilidade para prever e desmistificar respostas futuras e

proteger os processos do ecossistema (Larsen *et al.* 2005). Estratégias para minimização da perda de diversidade devem ser formuladas e aplicadas, uma vez que a restauração dos serviços ambientais promovidos pelas abelhas necessariamente implica em custos maiores e em ações de mais difícil execução (Martins *et al.* 2013).

3. JUSTIFICATIVAS E OBJETIVOS GERAIS

As investigações faunísticas e ecológicas buscam informações que permitem o estabelecimento de padrões gerais de repetição, mas seu reconhecimento envolve, além das dificuldades metodológicas, a necessidade de acúmulo de dados e de técnicas adequadas ao seu manuseio (Bortoli & Laroca 1990). Sob este foco, entre os anos de 2007 e 2009 foi desenvolvido o projeto de mestrado “Efeitos da Fragmentação de Habitats sobre a Assembleia de Abelhas: Comparação entre Padrões de Abundância e Biomassa” (De Paula 2009), que teve como principal objetivo o desenvolvimento de metodologias que possibilitassem um estudo sobre as relações entre os padrões obtidos por levantamentos sistematizados considerando as relações entre a abundância e a biomassa estimada.

O estudo resultou na percepção de uma acentuada queda entre o primeiro e o último levantamento, quanto ao número de indivíduos amostrados por hora e quanto à biomassa, o que poderia ser uma consequência da perda do habitat natural. O segundo levantamento pareceu representar uma alteração transiente, o que foi mais bem evidenciado observando-se as frequências das classes de biomassa. Desse modo, o trabalho sugeriu uma perspectiva alternativa para esses levantamentos faunísticos, com a adoção da biomassa como característica variável das populações.

Os resultados descritos foram baseados principalmente na interpretação dos valores fornecidos pelo estudo de medidas de tendência central e pela divisão de classes com o auxílio de metodologias da Estatística Descritiva. Tais ferramentas são extremamente importantes para uma visualização de como os dados se comportam no fenômeno amostral, entretanto há limitações quanto às possibilidades de explanações de interdependência de fatores e o estabelecimento de relações de causa e efeito. Desta forma, uma análise comparativa mais refinada e a consideração de outros fatores da história natural dos organismos permaneceram em aberto.

Em vista disso, o presente trabalho teve como objetivo a construção e o estudo dos perfis funcionais das assembleias de Apidae amostradas em levantamentos sintetizados, buscando a percepção de relações dentre grupos por suas características de história de vida, além da análise da distribuição dessas características em relação ao grau de conservação das diferentes áreas e momentos em que os diferentes levantamentos foram conduzidos. Busca-se compreender se a distribuição desses atributos apresenta relação com a distribuição dos organismos, e como tais parâmetros auxiliam na compreensão de relações esperadas dentre os distintos locais ou momentos de estudo.

4. UMA HIPÓTESE GERAL

Espera-se que os perfis funcionais construídos para os distintos levantamentos possibilitem a interpretação de relações de similaridade e a percepção de peculiaridade dentre as assembleias de Apidae. Acredita-se que as características funcionais apresentem distintas tendências quanto ao grau de conservação esperado dentre as áreas e momentos de estudo. Além disso, tem-se a expectativa de que o conjunto dos atributos de história de vida reflita grupos funcionais compreendidos por organismos que apresentam características e respostas semelhantes às diferenças ambientais.

5. O SUPORTE DO ESTUDO: LEVANTAMENTOS SISTEMATIZADOS

5.1. PRELÚDIOS DA PESQUISA: A FONTE DE DADOS

Os estudos faunísticos que deram suporte a esse estudo compreendem dois grupos de amostras de levantamentos sistematizados da fauna de abelhas, um derivado de estudos conduzidos em uma área adjacente ao Aeroporto Afonso Pena de São José dos Pinhais, e o outro a dois trabalhos realizados no Parque Estadual de Vila Velha. Além disso, o conjunto de dados utilizados compreendeu também as informações acumuladas no estudo De Paula (2009), um banco de dados referentes às características de história natural de Apidae desenvolvido no Laboratório de Biologia Comparada de Hymenoptera (Departamento de Zoologia – UFPR) e informações derivadas de literatura especializada.

O primeiro grupo abrange três levantamentos considerados em De Paula (2009). Os mesmos foram desenvolvidos no perímetro urbano do município de São José dos Pinhais, Paraná, em uma área adjacente ao Aeroporto Afonso Pena (CWB) e remanescente de campos naturais, a cerca de 20 km do centro de Curitiba, situada em uma das subdivisões do Primeiro Planalto Paranaense (25° 31' 39'' lat. S e 49° 10' 23'' long. W), a 906m de altitude acima do nível do mar. O clima da região é do tipo Cfb (Köppen), sempre úmido, pluvial quente-temperado, com ocorrência de mais de cinco geadas ao ano, raramente com neve. A temperatura média anual é de 16,5°C, sendo de 20,4°C a do mês mais quente e de 12,7°C a do mês mais frio. Sua vegetação dominante é caracterizada como Floresta Úmida Subtropical (Bortoli & Laroca 1990) com Campos Naturais entremeados, formando um mosaico de áreas florestais e áreas abertas.

Esses levantamentos foram conduzidos nos últimos cinquenta anos. O primeiro estudo (A1) foi realizado entre os anos de 1962/1963 por Sakagami *et al.* (1967); e repetido pela primeira vez entre 1980/1981 por Bortoli & Laroca (1990), A2; sendo o último, A3, desenvolvido por Martins *et al.* (2013) entre os anos 2004/2005, seguindo a mesma metodologia empregada nos trabalhos anteriores. Como demonstrado pela figura 1, o efeito da perda do habitat natural parece ser historicamente representativo neste local devido ao crescente processo de urbanização. Uma descrição desse processo é apresentada nos próprios estudos, sendo que, atualmente, todo o entorno da área é ocupado por construções, pavimentação ou em menor grau, cultivos (Sakagami *et al.* 1967, Bortoli & Laroca 1990, Melo *et al.* 2006, Martins *et al.* 2013).

O segundo grupo de levantamentos foi conduzido no Parque Estadual de Vila Velha (PEVV), no município de Ponta Grossa, Paraná ($25^{\circ}12'34''$ e $25^{\circ}15'35''$ lat. S e $49^{\circ}58'04''$ e $50^{\circ}03'37''$ long. W), no qual foram realizados dois levantamentos faunísticos. O parque possui uma área de 3.122,11 hectares, sendo conhecido por seus arenitos (Figura 2). Dentre as estepes paranaenses, somente as porções presentes no Parque estão resguardadas como Unidade de Conservação de uso indireto, sendo a mesma amplamente envolta por áreas de cultivo (Sakagami *et al.* 1967, Bortoli & Laroca 1990, Melo *et al.* 2006).

O clima segundo a classificação de Köppen é do tipo Cfb, com temperatura média no mês mais frio abaixo de 18°C , com verões frescos, temperatura média no mês mais quente de 22°C e sem estação seca definida. A cobertura vegetal dominante é de estepe gramíneo-lenhosa (ou campos sulinos), associada à floresta ombrófila mista (mata de araucária) em solos úmidos e borda de rios, e espécies de plantas típicas de cerrado (porém sem caracterizar áreas com a fisionomia desse bioma), e por fim, refúgios vegetacionais rupestres (Gonçalves & Melo 2005, Gonçalves *et al.* 2009).

O primeiro estudo, Gonçalves & Melo (2005), **V1**, foi conduzido entre outubro de 2002 e outubro de 2003, seu local de coleta possui cerca de seis hectares e está inserido nos arredores da área denominada Fortaleza ($25^{\circ}13'47,9''$ e $25^{\circ}13'55,8''$ de latitude S e $49^{\circ}59'26,9''$ e $49^{\circ}59'42,6''$ de longitude W). Nessa área é encontrada uma combinação de paisagens que inclui campo sujo com predominância de asteráceas, borda de mata de araucária, vegetação rupícola associada com os arenitos e por fim um aceiro (uma faixa com cerca de 10 m de largura cuja vegetação é cortada periodicamente por máquinas para a contenção de queimadas) (Gonçalves & Melo 2005).

O segundo trabalho, Gonçalves *et al.* (2009), **V2**, foi realizado com coletas mensais entre outubro de 2003 a setembro de 2004. A área de coleta é adjacente ao do projeto supracitado ($25^{\circ}14'13,4''\text{S}$ e $25^{\circ}14'17,1''\text{S}$ de latitude e $49^{\circ}59'57,3''\text{W}$ e $49^{\circ}59'58,5''\text{W}$ de longitude), sendo dividida em quatro subáreas, A, B, C e D, cada uma com um hectare. As subáreas A e B são separadas das subáreas C e D por um pequeno riacho com cerca de um metro largura. A e B são cobertas predominantemente por campo sujo (com presença acentuada do gênero *Baccharis*), enquanto C e D são cobertas predominantemente por campo limpo. Um aceiro divide as subáreas C e D, já as subáreas A e B são contíguas, sendo que a subárea A é cortada por um trecho de aceiro, também incluído na amostragem.

V1 e V2 estão distantes cerca de 900 metros em linha reta. Sendo as altitudes médias entre 990 e 1030 m para V1, enquanto V2 apresenta cotas entre 900 a 910 m (Gonçalves *et al.* 2009).



Figura 1: Fotografias aéreas (a e b) e imagem de satélite (c) do entorno ao Aeroporto Afonso Pena, São José dos Pinhais, Paraná, em **a)** 1963; **b)** 1980 e **c)** 2004. Nota-se a expansão das áreas com construções antrópicas e consequente redução das áreas naturais. Fonte: Martins *et al.* (2013).



Figura 2: Fotografia apresentando o aspecto fitofisionômico presente nas áreas do Parque Estadual de Vila Velha, onde foram conduzidos os estudos referentes a V1 e V2. Autoria: Gabriel A. R. Melo.

5.2. INDIVÍDUOS CONSIDERADOS NO ESTUDO E A UNIDADE TAXONÔMICA OPERACIONAL

Em observação às informações contidas nos trabalhos publicados referentes aos dois conjuntos de levantamentos, foram listadas 465 espécies, distribuídas em 81 gêneros pertencentes a 5 subfamílias de Apidae. Levou-se em consideração a presença de *nomina nuda*, de identificações errôneas e de mudanças na nomenclatura, estando esta de acordo com o “*Catalogue of Bees (Hymenoptera, Apoidea) in the Neotropical Region*” (Moure, Urban & Melo 2007).

Utilizou-se a classificação proposta por Melo & Gonçalves (2005), na qual o grupo é tratado como uma única família, Apidae, sendo reconhecidas sete subfamílias (Andreninae, Apinae, Colletinae, Halictinae, Megachilinae, Melittinae e Stenotritinae), que correspondem às famílias da classificação tradicional de Michener (2007). Escolheu-se este sistema por ele tornar a classificação das abelhas mais consistente àquela adotada para os grandes grupos de Hymenoptera aculeados, além de se distanciar da tradição de dar status de família aos grupos principais de abelhas (Melo & Gonçalves 2005). O Apêndice 1 apresenta a relação das espécies amostradas.

Contudo, para o desenvolvimento do estudo foram conduzidas medidas quanto a esse conjunto de organismos. A primeira delas foi a retirada de *Apis mellifera* como uma das espécies de estudo. Apesar de algumas considerações serem apresentadas em De Paula

(2009), preferiu-se retirar essa espécie devido à inconsistência dentre os levantamentos sistematizados quanto aos valores de abundância desses organismos.

Além disso, como em A1 não estão disponíveis os valores de abundância de indivíduos amostrados por espécie, os gêneros compreenderam as unidades taxonômicas operacionais (UTO) para a construção e estudo dos perfis funcionais. Para verificar-se a relação entre a estrutura das assembleias perante os dois níveis taxonômicos, realizou-se um teste de Mantel entre os levantamentos, comparando suas composições perante a composição específica (dados de presença e ausência) com sua composição genérica (dados de abundância e de presença e ausência). Os distintos levantamentos corresponderam aos casos, enquanto as espécies e gêneros compreenderam as variáveis.

A análise foi conduzida através do programa *R* (3.0.2 - © 2013). Os valores de abundância foram transformados por $\ln(x+1)$, enquanto as matrizes de distância foram obtidas pelo método de *Bray-Curtis* para a abundância comparável e *Jaccard* para os dados de presença ou ausência (binários), realizando-se, por fim, o teste de aleatorização e a correlação de *Pearson* (999 permutações). Buscou-se verificar se as comunidades se estruturam de modo independente ou correlacionado quando avaliadas ao nível específico ou genérico. Caso a correlação fosse significativa, o nível genérico já seria suficiente para a avaliação da estrutura da comunidade.

Outra medida compreende a exceção quanto aos gêneros *Ceratina*, para o qual foram considerados os valores por subgênero devido à elevada variação do peso seco dentro do grupo. Desse modo, *Ceratina* ficou dividido em *Ceratina* (*Ceratinula*), *Ceratina* (*Crewella*), *Ceratina* sp. e *Ceratina* (*Rhysoceratina*). Como em A1 os valores de abundância por espécie são incertos, o valor apresentado para a abundância de *Ceratina* (Tabela 1 em Sakagami *et al.* 1967) foi dividido igualmente entre *Ceratina* (*Crewella*), *Ceratina* sp. e *Ceratina* (*Rhysoceratina*). *Ceratina* (*Ceratinula*) não foi considerada nessa divisão, pois o subgênero possui seu valor informado em Sakagami *et al.* (1967) por corresponder, anteriormente, ao gênero *Ceratinula*. Tal medida foi tomada em atenção aos valores equivalentes de abundância dentre os subgêneros de *Ceratina* em A2, A3, V1 e V2. Além disso, a abundância de *Oragapostemum* em A1 (gênero anteriormente incluso em *Pseudagapostemon*) foi dada pela abundância total de *Pseudagapostemon* dividida por 4 (número de espécies apresentadas para o gênero na tabela 1 de Sakagami *et al.* 1967).

5.3. ESTIMATIVA DO PESO SECO

Como apresentado em De Paula (2009), para a realização do estudo era necessário primeiro estimar os valores do peso seco dos táxons presentes nos levantamentos, já que não seria realizada a pesagem direta dos espécimes de abelhas preservadas em alfinetes. Além disso, tendo em vista que não foi possível estimar o peso seco de pelo menos um indivíduo macho para a totalidade das espécies presentes nos levantamentos, foi também necessário a estimativa do peso seco de machos a partir do valor apresentado pelas fêmeas.

Desse modo, foram realizadas análises de regressão para a obtenção de equações que possibilitassem tais estimativas. O método e as equações resultantes encontram-se detalhados em De Paula (2009). Uma equação foi construída para a estimativa do peso seco a partir da distância intertegular (DIT) e outra para a estimativa do peso seco de machos a partir do valor de peso seco de fêmeas. Entretanto, para esse estudo, o método foi reaplicado e as unidades de medida foram ajustadas para que fosse possível a entrada e saída direta dos valores em miligramas (mg) e milímetros (mm). Sendo as equações apresentadas abaixo:

$$\text{I) } DIT = 0,851 \times PS^{0,388}$$

$$\text{II) } PS_m = 0,9609 \times PS_f^{0,9298}$$

I corresponde à equação de estimativa do peso seco (PS em mg) a partir de DIT (mm); enquanto II corresponde à estimativa do PS de machos (PS_m), a partir do peso seco das fêmeas (PS_f), ambos em mg.

5.4. LEVANTAMENTO DE DADOS

Para a determinação de um valor médio de DIT de cada sexo das espécies apresentados pelos levantamentos sistematizados (A1, A2, A3, L1 e L2), foram amostrados dez machos e/ou dez fêmeas, oriundos da Coleção Padre Jesus Santiago Moure (DZUP). Sempre que possível, dividiu-se o somatório de indivíduos de determinada espécie e/ou sexo encontrada na coleção por dez, sendo o resultado arredondado para um valor discreto de n . Desta forma, o espécime na posição n_i (de n_1 a n_{10}) foi utilizado para a estimativa do peso seco da espécie.

Estes indivíduos tiveram a medida morfológica de DIT obtida com o auxílio de um microscópio estereoscópico (Wild Heerbrugg 229058), provido com ocular micrométrica, sendo calculada a média aritmética de DIT por espécie. A equação de *PS* desenvolvida (Equação I) foi então utilizada sobre esse valor médio de DIT para se estimar o peso seco das espécies (Apêndice 1).

Realizou-se a estimativa para todas as espécies exclusivas de V1 e V2, enquanto que para A1, A2 e A3, os valores de DIT já estavam disponíveis em De Paula (2009), sendo realizada uma revisão do conjunto de dados. Contudo, quando a disponibilidade de dados não possibilitou esse método de amostragem, as seguidas medidas foram adotadas (espécies indicadas no Apêndice 1):

- Valores de peso seco de machos ausentes na coleção DZUP foram estimados a partir de valores de média obtida para as fêmeas correspondentes da mesma espécie. Quando esse valor estava ausente, a média de machos foi obtida pela média genérica estimada para os machos do mesmo gênero;
- Valores de peso seco de fêmeas indisponíveis foram estimados a partir do valor médio apresentado pelas demais fêmeas do mesmo gênero;
- Para as espécies em que não foi possível a obtenção de pelo menos um valor da medida de DIT, utilizou-se a média das outras espécies amostradas do mesmo sexo e mesmo gênero (*Augochlorodes* compreendeu uma exceção, na qual se considerou a média do peso seco por sexo da tribo Augochlorini);
- O peso seco de *Bombus* foi estimado tendo-se em consideração a variação entre as castas e sexos, como detalhado em De Paula (2009).

5.5. CÁLCULO DA BIOMASSA E DA ABUNDÂNCIA COMPARÁVEL

Apesar dos estudos de suporte dos dados compreenderem levantamentos sistematizados, para que a comparação entre eles fosse possível (com o intuito de eliminar as principais fontes de distorções das análises, como as diferenças no esforço de coleta e a ausência de dados de abundância), foi necessário padronizar as amostragens. Esse nivelamento levou em consideração a divisão do somatório das horas totais de coleta pelo número de coletores em cada levantamento, como descrito:

- a) Sakagami *et al.* (1967) – foram realizadas 12 horas de coleta por mês (três dias por mês com quatro horas de coleta), durante um ano, totalizando 144 horas. Deste total foram

subtraídas seis horas devido à primeira coleta do mês de junho e a segunda coleta de julho serem de apenas uma hora por dia, assim como duas horas da primeira coleta de julho, porque neste dia foram feitas apenas duas horas de amostragem devido ao frio; e outras duas horas a menos em novembro, mês em que uma das coletas foi interrompida devido às chuvas. Em conjunto há o decréscimo de 10 horas de coleta, como o trabalho de amostragem foi realizado por apenas um coletor, tem-se 134 horas totais de trabalho;

- b) Bortoli & Laroca (1990) – o trabalho apresenta uma tabela contendo a rotina de coleta pelo período de um ano. O somatório das horas descritas equivale a 150 horas e 27 minutos (150,45 h);
- c) Martins *et al.* (2013) – O estudo indica a amostragem de 117 horas. Contudo, baseando-se nas informações fornecidas pelos autores, considerou-se o produto do trabalho de 1,5 coletores (devido a menor experiência de um deles), o que resultou em 175,50 horas de coleta.
- d) Gonçalves & Melo (2005) - A amostragem foi efetuada por dois coletores, por meio de coletas mensais em um único dia e com oito horas de duração. As coletas foram realizadas entre os meses de outubro de 2002 e outubro de 2003, perfazendo um total de 10 coletas. Dadas as baixas temperaturas médias históricas para os meses de junho a agosto e a consequente redução na atividade dos insetos e na presença de plantas floridas, estes meses não foram amostrados em 2003. Uma 11^a coleta, realizada no dia 07 de dezembro de 2002, foi descartada por ter sido interrompida prematuramente por uma chuva prolongada (elevadas precipitações em outras datas não afetaram a amostragem por não terem coincidido com os horários de coleta). Desse modo, totalizam-se 160 horas de coleta.
- e) Gonçalves *et al.* (2009) - A amostragem foi efetuada por meio de coletas mensais entre os meses de outubro de 2003 e setembro de 2004. Cada coleta foi realizada em um único dia por dois coletores e sua duração média foi de sete horas. Os meses de maio a agosto de 2004 não foram amostrados devido às baixas temperaturas médias e a consequente redução da atividade dos insetos e da presença de plantas floridas. O mês de dezembro de 2003 foi amostrado parcialmente devido à ocorrência de fortes chuvas. Totalizando 57 horas e 7 minutos por coletor, como a coleta foi realizada por dois pesquisadores, o total de horas corresponde a 114 horas e 14 minutos (114,23 h).

Tendo esses valores estabelecidos, a abundância de cada sexo dos táxons foi dividida pelo tempo de amostragem do respectivo estudo, sendo então expressa como o número de indivíduos amostrado por hora i_h (i/h). Para o desenvolvimento das análises e uma melhor representação natural dos resultados, os valores de i_h foram multiplicados pela média de horas amostrais de todos os levantamentos ($\bar{T}=146,84$ h), para que o mesmo retornasse um número relativo de indivíduos amostrados por estudo. Desse modo, a abundância comparável é dada por:

$$A_{tx} = \bar{T} \times \left(\frac{A_{f\alpha} + A_{m\alpha}}{T_{\alpha}} \right)$$

Este valor de abundância comparável foi utilizado para a estimativa da biomassa dos organismos, pela equação:

$$BM_{tx} = \bar{T} \times \left[\frac{(A_{f\alpha} \times \overline{PSf_{tx}}) + (A_{m\alpha} \times \overline{PSm_{tx}})}{T_{\alpha}} \right]$$

onde \bar{T} corresponde ao valor médio do tempo amostral de todos os levantamentos; T_{α} corresponde ao tempo total de coleta de determinado levantamento; nf_{tx} e nm_{tx} , respectivamente, à abundância encontrada em um dado levantamento para fêmeas e machos do táxon referido; $\overline{PSf_{tx}}$ e $\overline{PSm_{tx}}$ ao peso seco das fêmeas e machos do taxa referido; e BM_{tx} à biomassa do taxa em questão (expressa em mg). Em *Bombus*, os valores de abundância comparável e biomassa foram ajustados às variações quanto às castas e sexos (apresentado de modo detalhado em De Paula 2009).

6. A CONSTRUÇÃO DO PERFIL FUNCIONAL

6.1. COMPREENDENDO OS ATRIBUTOS FUNCIONAIS

Síncrono à emergência da ecologia funcional como disciplina, surgiu o termo específico, **atributo funcional**, visto como a pedra fundamental na reformulação da ecologia de comunidades (Violle *et al.* 2007). Um atributo funcional reúne determinadas características fenotípicas (morfológicas, fenológicas, comportamentais ou fisiológicas) reconhecidas como estados ou modalidades de um caráter, mensuráveis ao nível celular ou do organismo como um todo. Essas características devem estar associadas a um processo biogeoquímico ou a uma propriedade do ecossistema em investigação, sendo relevantes para a resposta do organismo ao ambiente ou para os seus efeitos sobre os processos ecológicos (Díaz & Cabido 2001, Naeem & Wright 2003, Violle *et al.* 2007, Podgaiski *et al.* 2011).

Abordagens baseadas em atributos são amplamente utilizadas em estudos de ecologia e evolução, e dentre as diferentes áreas de pesquisa diversos tipos de atributos têm sido utilizados para revelar componentes inerentes a processos complexos (Violle *et al.* 2007). Ainda, os atributos podem ser: quantitativos contínuos (medidas de comprimento e largura de estruturas morfológicas, de peso ou da taxa metabólica), discretos (tal qual a idade ou o número da prole), binários (pela indicação da presença ou da ausência de determinado atributo) ou categóricos (como as cores, sexo ou casta) (Podgaiski *et al.* 2011).

A distribuição de um atributo funcional não é necessariamente dependente da existência de ancestrais comuns, mas também não está aleatoriamente dispersa na história evolutiva de um grupo (Naeem & Wright 2003, Bruno & Olivier 2007). Por outro lado, algumas características podem ser exclusivas ou expressas por poucas espécies, ou podem estar presentes apenas em determinado contexto ambiental ou estágio do ciclo de vida de um organismo (Naeem & Wright 2003, Bruno & Olivier 2007). Tais propriedades se relacionam à possibilidade de se considerar também as variações intraespecíficas pela inclusão das diferenças funcionais de indivíduos de uma mesma espécie, que podem influenciar a habilidade competitiva, a coexistência e a produtividade, dentre outros aspectos (Bruno & Olivier 2007, Cianciaruso *et al.* 2009, Podgaiski *et al.* 2011).

Desse modo, os atributos podem variar entre as espécies ao longo de gradientes ambientais ou temporais, não havendo um estado único para um atributo. Apesar de indicar-se que um atributo não deveria abranger qualquer elemento externo aos indivíduos (parâmetros demográficos ou fatores ambientais) ou qualquer outro nível de organização biológica

(propriedades da população, comunidade ou ecossistema, a exemplo da biomassa acumulada) (Violle *et al.* 2007), a percepção de características funcionais relacionadas a um dado fenômeno ambiental é variável e dependente de numerosos fatores (como a temperatura, condições do solo, umidade, precipitação, disponibilidade de nutrientes ou tempo decorrente desde o distúrbio), de modo que o conceito tem sido amplamente utilizado em níveis diversos de organização (Naeem & Wright 2003, Rocha *et al.* 2011).

Os atributos podem interagir de modo não linear, sinérgico, antagônico, ou em tantas outras maneiras que a combinação de diferentes características pode ser mais determinante para a distribuição das espécies do que sua simples associação (Bruno & Olivier 2007, Rocha *et al.* 2011). Tal relação é devida ao desempenho de uma espécie ser dado pela sua habilidade em crescer, reproduzir ou sobreviver, o *fitness* darwiniano, o que é pautado no suporte teórico e empírico sobre a existência de uma forte relação entre os atributos funcionais das espécies e suas respostas às variáveis ambientais (Violle *et al.* 2007, Rocha *et al.* 2011).

Desse modo, dada espécie porta um elevado número de características que se relacionam ao papel que elas possuem no ambiente, podendo interferir em sua abundância e em suas funções ecossistêmicas (Tilman 2001, Brooks *et al.* 2012). Uma vez que os atributos funcionais podem capturar dimensões chave da biodiversidade de uma maneira simplificada, abrangente e preditiva, eles têm sido incorporados em modelos das funções ecossistêmicas com o intuito de refletir alterações pontuais na comunidade e na composição de guildas (De Bello *et al.* 2010, Willians *et al.* 2010, Podgaiski *et al.* 2011, Rocha *et al.* 2011).

Um caminho para lidar com tal complexidade tem sido a identificação de características mais propensas a participar dos processos ambientais, tais quais as que controlam a aquisição, uso e disponibilidade de recursos limitantes, as que interferem na estrutura das teias alimentares ou as que afetam a ocorrência e magnitude dos distúrbios (Tilman 2001). Além disso, devido à alta relação entre estrutura e função, têm sido empregados atributos estruturais visíveis como substitutos aos caracteres funcionais, bem como características básicas ou a associação de atributos fisiológicos (Louaut *et al.* 2005, Müller *et al.* 2007). Como exemplo, o cerne do estudo de Bruno & Olivier (2007) compreendeu a classificação das espécies de plantas por seus atributos morfológicos, fisiológicos e fenológicos.

As características funcionais podem ainda ser separadas em dois principais grupos: **a) atributos funcionais de efeitos**, ou atributos de efeito, os quais influenciam uma dada função ambiental mensurada, como exemplo de características fisiológicas associadas à fixação do nitrogênio no solo; e **b) atributos funcionais de resposta**, ou atributos de resposta, que são

mais importantes na determinação da estabilidade e resiliência da biota e que correspondem à reação de um organismo a uma mudança ambiental, como características de tolerância à seca em ambientes áridos. A compreensão da relação entre essas duas classes é valiosa por possibilitar um modo consistente de entendimento de mudanças na dinâmica ecossistêmica (Díaz & Cabido 2001, Naeem & Wright 2003, Violle *et al.* 2007, Brooks *et al.* 2012).

6.2. A SELEÇÃO E DETERMINAÇÃO DOS ATRIBUTOS FUNCIONAIS

É sabido que a escolha de um conjunto específico de atributos condiciona a perda de informações e a não visualização de todos os aspectos funcionais. Dessa forma, uma seleção adequada é um passo fundamental, uma vez que o elevado número e diversidade de atributos podem acarretar em distintas representações de uma mesma assembleia (Tilman 2001, Veríssimo *et al.* 2012).

Tal seleção deve estar sujeita a um equilíbrio entre a eficácia de se descrever a variabilidade nas funções ecossistêmicas e o tempo e esforço necessários para o levantamento dos dados, atendendo aos seguintes critérios: **a)** os atributos devem apresentar importância funcional em observação à literatura; **b)** deve-se ter em consideração o julgamento de especialistas e o conhecimento sobre a comunidade em estudo; e **c)** deve haver disponibilidade de informação sobre tais atributos (Veríssimo *et al.* 2012).

Desse modo, para a escolha e seleção dos atributos utilizados nesse estudo, foi realizada uma revisão na literatura referente aos hábitos e características de Apidae, relacionados às funções de resposta a mudanças no habitat natural, como sua redução ou presença de queimadas (Matheson *et al.* 1996, Michener 2007, Moretti *et al.* 2010, Willians *et al.* 2010, Martins *et al.* 2013). Essa revisão possibilitou a seleção final dos atributos apresentados na Tabela 02, os quais podem ser enquadrados como atributos de resposta, abrangendo tanto características morfológicas (peso seco), comportamentais (amplitude da dieta, hábito de nidificação, etc.), quanto populacionais (abundância e biomassa).

Tabela 02. Atributos funcionais e seus diferentes estados selecionados para as avaliações dos perfis funcionais dos distintos levantamentos.

Atributos Funcionais Inerentes	
Atributos	Estados dos Atributos
Peso Seco* (tamanho corpóreo)	valor discreto (mg)
Classes de Peso Seco*	baixo, médio inferior, médio, médio superior, elevado ou extremo
Estratégia de Alimentação	poliléctica ou oligoléctica
Nidificação	no solo ou em cavidades/aérea;
Requerimentos Especiais para Nidificação/Reprodução	óleos, resinas, folhas ou perfume
Socialidade/Parasitismo	eussociais, parassociais (comunais, semissociais, quasissociais), solitárias ou cleptoparasitas
Atributos Funcionais Dependentes da Distribuição dentre os Levantamentos	
Atributos	Estados dos Atributos
Fenologia	restritas às estações quentes, restritas às estações frias ou esparsas
	estações do ano: primavera, verão, outono e inverno
Abundância Comparável	variável discreta
Classes de Abundância	ausentes, raros, ocasionais, intermediários, abundantes, dominantes ou extremos
Biomassa	variável discreta (mg)
Classes de Biomassa	nula, baixa, média inferior, média, média superior, elevada ou extrema

*foi considerado apenas o valor de peso seco das fêmeas.

Os estados dos atributos foram inferidos para as 84 UTO's (80 gêneros de Apidae mais os 4 subgêneros de *Ceratinula*) consideradas, correspondendo a características predominantes dos distintos gêneros representados nos dois conjuntos de levantamentos faunísticos. Acredita-se que o nível taxonômico utilizado seja adequado para refletir com acuidade os padrões esperados, uma vez que é frequente a apresentação de hábitos comuns ao nível genérico em Apidae.

Para fins de melhor compreensão, os estados dos atributos foram alocados entre dois diferentes grupos, cujos conceitos são aqui formulados e apresentados. Sendo aferidos pelo seguinte modo:

- **Atributos funcionais inerentes:** Esses atributos correspondem aos estados de hábitos ou características morfológicas que são intrínsecos a cada gênero e comuns dentre os levantamentos. Sua determinação foi possibilitada pela consulta à literatura especializada (principalmente de Michener 2007) e através das informações oriundas de um banco de dados desenvolvido no Laboratório de Biologia Comparada de Hymenoptera. Esses atributos apresentam estados exclusivos, em exceção aos requerimentos especiais para nidificação ou reprodução.

A classificação por hábitos alimentares segue a seguinte conceituação no espectro especialista-generalista: **1) oligolécticas** – abelhas que coletam pólen de um limitado

número de plantas filogeneticamente relacionadas dentre gêneros, tribos ou famílias, sendo que a visita a outras plantas ocorre apenas quando o hospedeiro preferencial está localmente escasso; **2) poliléticas** - coletam pólen de uma ampla faixa de plantas não relacionadas, apesar de poderem também agir com fidelidade (Michener 2007, Larkin *et al.* 2008, Patiny *et al.* 2008, Sipes 2005, Willians 2003 e Zayed *et al.* 2005).

Além disso, a classificação adotada para socialidade segue os conceitos apresentados por Michener (2007): **1) solitárias** – as fêmeas constroem e fornecem estoque de alimento ao seu próprio ninho de modo solitário, deixando o ninho ou morrendo antes da maturação de sua prole; **2) parassociais** – colônias cujos membros são de uma única geração, os quais podem interagir de modo semissocial (pequenas colônias de fêmeas de uma mesma geração com divisão de trabalho pela postura de ovos, forrageadoras ou operárias), comunal (podendo ser uma associação facultativa, há carência da formação de castas ou da divisão de trabalhos, com duas ou mais fêmeas utilizando o mesmo ninho e realizando o trabalho de construção e provisão de suas próprias células), ou quasissocial (condição relativamente rara, na qual poucas fêmeas cooperam construindo e aprovisionando às células, enquanto outros indivíduos – em oposição a uma rainha única – ovipositam nas células que estão completas, desse modo, todas as fêmeas possuem ovários funcionais, e podem acasalar e produzir ovos); e **3) eussociais** – colônias que apresentam divisão de trabalho dentre reprodutores e forrageadores, pela cooperação dentre fêmeas adultas com sobreposição de gerações (progenitoras e prole).

Como apresentado anteriormente, dentro do atributo de “socialidade”, foi incluso o estado dos cleptoparasitas. A relação de exclusividade do hábito cleptoparasita não se opõe apenas ao grau de socialidade, mas também aos demais atributos, como os requerimentos e hábitos de nidificação. Isso se dá, pois, como apresentado em Michener (2007), os cleptoparasitas correspondem ao grupo de abelhas nos quais as fêmeas invadem o ninho de um hospedeiro e deixam seus ovos nas células, podendo posteriormente expulsar o adulto hospedeiro ou deixar o ninho, de modo que a larva parasita se alimenta do estoque que havia sido provido para a larva do hospedeiro (nesse estudo, não foi considerada a distinção entre cleptoparasitas e cleptoparasitas sociais).

- **Atributos funcionais dependentes:** Esses atributos são determinados pela distribuição dos gêneros dentre os levantamentos, sendo caracterizados e derivados das informações provenientes dos estudos de referência, correspondendo à abundância, biomassa e fenologia. A obtenção dos respectivos valores de abundância comparável e biomassa por

gênero dentre os levantamentos foi mencionada anteriormente. Por outro lado, os estados dos atributos de fenologia foram condicionados pela referência de distribuição dos gêneros amostrados dentre as estações do ano, ou pelos seguintes critérios: **1) esparsos** - presentes a partir de 4 meses em estações distintas, três ou mais estações ou quando distribuídas em estações não consecutivas; **2) restritos** - presentes em menos de 3 meses ou em 4 meses de uma mesma estação ou restringidos a duas estações consecutivas; **3) restritos ao calor** - presentes na primavera, na primavera e no verão, na primavera e no inverno (pois esses usualmente se concentram nos meses finais dessa estação, bem próximos à primavera), no verão e no outono (novamente, a concentração dos gêneros se dá aos meses iniciais do outono, próximos ao verão), ou no verão; e **4) restritos ao frio** - presentes no outono, no inverno ou em ambos.

As variáveis discretas (peso seco – inerente; e abundância e biomassa - dependentes) foram utilizadas por seus valores explícitos ou através das classes de intervalos de dados apresentadas na Tabela 02. A determinação dos valores dos intervalos de classes foi conduzida pelo uso de separatrizes, contudo, foi realizado um de corte superior para ter-se maior sensibilidade dentro do conjunto de dados. Esse princípio foi tomado porque grande parte dos dados se concentra dentre os menores valores, enquanto que há grande discrepância dentre os poucos valores elevados.

Desse modo, os valores de peso seco, abundância e biomassa foram reunidos e ordenados por variável, sendo obtidos os valores do primeiro percentil [N_{1p} , encontrado através de $p_i = 0,25 \times (N+1)$, na qual p_i determina a posição do valor N_{1p} a ser retornado no conjunto de dados ordenados que contabilizam N valores], do terceiro percentil [N_{3p} , por $p_i = 0,75 \times (N+1)$], e a partir desses os de *outlier* inferior [$No_{inf} = N_{1p} - (1,5 \times (N_{3p} - N_{1p}))$], superior [$No_{sup} = N_{3p} - (1,5 \times (N_{3p} - N_{1p}))$] e dos respectivos extremos [inferior, $Ne_{inf} = N_{1p} - (3 \times (N_{3p} - N_{1p}))$]; e superior, $Ne_{sup} = N_{3p} - (3 \times (N_{3p} - N_{1p}))$].

Os valores superiores aos limites determinados como extremos foram considerados pertencentes a essa classe, e a partir disso estabeleceu-se novamente o valor N_2 dado pelo somatório do conjunto de dados restante, sendo então determinadas as quatro separatrizes S_1 , S_2 , S_3 e S_4 , dadas pelos valores retornados pelas posições indicadas por 1/5, 2/5, 3/5 e 4/5 de N_2 , respectivamente, que determinaram os limites das 4 classes restantes. Os gêneros foram considerados como nulos ou ausentes quando não amostrados em determinado levantamento.

6.3. A CONSTRUÇÃO DO PERFIL FUNCIONAL DESCRITIVO

Para a construção de um perfil funcional descritivo, o estudo foi conduzido por meio de medidas de tendência central e com o auxílio de tabelas de frequência, valores relativos e gráficos. Observou-se a contribuição dos gêneros e subfamílias dentre as classes de abundância, biomassa e peso seco. Buscou-se também verificar a presença de gêneros indicadores dentre as classes de abundância, peso seco e biomassa, avaliados por sua fidelidade e especificidade nas mesmas. Para tal, utilizou-se o teste *IndVal*, usualmente conduzido para a avaliação de espécies indicadoras de estados ambientais (Legendre & Legendre 1998). O teste foi realizado com o auxílio do programa *R* (3.0.2 - © 2013), sendo conduzido com os valores de abundância ou biomassa para todos os gêneros amostrados por classes dentre os levantamentos (exceto as classes de ausência). O teste de *IndVal* também foi aplicado para se verificar a presença de estados de atributos indicadores dentre as classes de abundância e biomassa para todos os levantamentos, pelas mesmas métricas.

Além disso, a composição funcional foi avaliada através do valor relativo do estado do atributo por comunidade (*mT*, *mean trait per community*), para verificar a participação relativa de determinado estado de atributo na comunidade ponderada pela abundância das unidades taxonômicas que apresentam tal característica (Garnier *et al.* 2004, Moretti *et al.* 2009), dada por:

$$mT = \sum_{i=1}^s p_i x_i$$

na qual p_i corresponde à proporção da UTO na amostra ($p_i = N_i/N$, ou seja, a participação relativa de cada gênero, dada por sua abundância ou biomassa) e x_i corresponde ao valor do estado do atributo para cada UTO (presença ou ausência para cada estado de atributo). Estimaram-se os valores de *mT* pela avaliação da participação da abundância e para a biomassa dos gêneros. Esse valor não foi estimado para as classes de biomassa e abundância, pois as mesmas seriam redundantes aos valores de *mT* obtidos pela biomassa ou pelo peso seco.

Todos os atributos foram considerados no estudo descritivo das comunidades. Contudo, em observação à provável presença de características redundantes, realizou-se uma avaliação da relação entre os estados de atributos. Desse modo, os valores de abundância e biomassa acumulados por estado de atributo foram avaliados em uma matriz de correlação para os respectivos levantamentos. Para tal, os valores foram transformados por $\ln(x+1)$,

sendo a análise conduzida com o auxílio do programa *R* (3.0.2 - © 2013), escolhendo-se o Produto Momento-Pearson para o tipo de correlação e a opção bilateral para a avaliação das hipóteses.

Os valores de correlação obtidos foram interpretados para auxiliar na seleção dos atributos que melhor poderiam fundamentar as demais avaliações e testes estatísticos. Além disso, para uma visualização da distribuição das relações entre os atributos, os valores de correlações obtidos por pares de atributos por sua abundância e sua biomassa foram dispostos em diagramas de dispersão, construídos com o auxílio dos programas STATISTICA 7.0 (StatSoft, Inc., 2004) e Corel Draw versão 15.0.0.486 (© Corel Corporation, 2010).

Portanto, através desse conjunto de métodos, buscou-se uma apresentação da distribuição da frequência e da biomassa dos gêneros amostrados acumulada dentre os estados de atributos, além da observação das principais tendências dentre os levantamentos. Esses parâmetros fundamentaram as decisões tomadas posteriormente, sobre as análises e discussões considerando outros parâmetros.

7. PERSPECTIVAS EM UM PERFIL FUNCIONAL

7.1. O SUPORTE PARA O USO DOS GÊNEROS COMO UTO

O teste de *Mantel* indicou correlações significativas, não esperadas ao acaso, para as duas análises conduzidas. O teste retornou um valor de $r = 0,77$ ($p < 0,05$) para a avaliação da correlação entre as matrizes de presença e ausência de gêneros, quando comparada à de espécies; e de $r = 0,83$ ($p < 0,05$) para os valores de abundância dos gêneros equiparados aos de presença e ausência das espécies.

7.2. AS CLASSES DE PESO SECO, ABUNDÂNCIA E BIOMASSA

A revisão dos estudos de referência, o nivelamento dos valores de abundância e a estimativa da biomassa possibilitaram a formação do conjunto de dados resumidos na Tabela 03. A reunião dos dados de todos os levantamentos resultou no conjunto de 244 valores, os quais, ordenados, possibilitaram o estabelecimento dos valores extremos e dos limites entre classes por variável (Tabela 04).

Tabela 03. Riqueza de gêneros, abundância e biomassa amostrados por levantamento.

	Riqueza por Levantamento					Abundância / Biomassa (mg) por Levantamento				
	A1	A2	A3	V1	V2	A1	A2	A3	V1	V2
Andreninae	5	4	5	6	5	138,07 / 1387,26	58,56 / 586,03	58,57 / 920,46	107,37 / 598,27	42,42 / 1084,95
Apinae	20	16	16	32	25	1660,12 / 65368,30	629,51 / 60297,96	382,36 / 11711,05	468,04 / 36445,24	563,02 / 40323,74
Colletinae	5	4	6	4	3	47,12 / 540,59	16,59 / 235,55	17,57 / 95,26	38,54 / 137,62	88,7 / 304,97
Halictinae	16	13	13	12	13	2672,63 / 14879,22	1091,14 / 6463,06	637,54 / 3967,19	401,05 / 2175,89	371,49 / 1982,44
Megachilinae	3	2	3	9	4	90,95 / 3577,01	64,41 / 2848,35	41,00 / 1754,57	69,75 / 2837,17	29,57 / 1191,21
Apidae	49	39	43	63	50	4608,9/85752,37	1860,22/70430,95	1137,04/18448,53	1084,75/42194,18	1095,20/44887,30

Tabela 04. Medidas de tendência central e valores de separatrizes (S_n) e extremos referentes às separações de classes por variável.

	<i>n</i>	média	mediana	mínimo	máximo	<i>P</i> (25%)	<i>P</i> (75%)	Ext.*	<i>S</i> ₁	<i>S</i> ₂	<i>S</i> ₃	<i>S</i> ₄
<i>PS_f**</i>	84	32,96	12,23	0,93	337,44	5,48	26,61	89,97	3,95	8,44	12,64	20,64
<i>PS_m***</i>	67	24,29	9,60	0,88	311,01	3,88	18,09	60,72	2,67	6,25	11,36	16,48
Abundância	244	40,11	7,71	0,84	739,66	1,95	32,63	124,67	1,29	3,67	8,96	26,06
Biomassa	244	1072,60	78,54	1,36	53258,80	61,25	183,75	1223,04	15,62	42,35	93,39	230,84

*Ext – são apresentados apenas os extremos superiores, uma vez que todos os extremos inferiores corresponderam a valores negativos. ***PS_f* – peso seco das fêmeas; ****PS_m* – peso seco dos machos.

O valor médio do peso seco dos machos foi inferior ao das fêmeas, tais quais as separatrizes das classes (Apêndice 2). Considerando-se apenas as fêmeas, *Chilicola* (Colletinae) apresentou o menor valor de peso seco, 0,93 mg, enquanto os maiores valores pertencem aos gêneros *Centris* (337,44 mg), *Eulaema* (279,70 mg), *Eufriesea* (229,78 mg), *Xylocopa* (228,78 mg), *Bombus* (147,59 mg) e *Epicharis* (130,72 mg), da subfamília Apinae, além de *Oxaea* (177,27 mg), de Andreninae.

Para a família Apidae como um todo, as frequências de indivíduos por classes foram usualmente constantes (cerca de 15 gêneros para as fêmeas e 12 gêneros para os machos), com a exceção dos extremos, os quais apresentaram frequências inferiores (10 gêneros para fêmeas e 5 para os machos). Entre as subfamílias, 9 gêneros de fêmeas e 4 gêneros de machos de Apinae foram posicionados nos extremos superiores, sendo comuns para ambos os sexos: *Bombus* (147,59 mg para as operárias e 97,88 mg para machos), *Centris* (337,44 mg para fêmeas e 190,70 mg para machos), *Epicharis* (130,72 mg para fêmeas e 143,43 mg para machos) e *Xylocopa* (228,40 mg para fêmeas e 311,01 mg para machos). Em Andreninae, um único gênero, *Oxaea* (177,27 mg para as fêmeas e 144,54 mg para os machos) pertenceu à classe de peso seco extremo.

Apinae apresentou o valor médio de peso seco igual a 37,69 mg ao se considerar os extremos, e 17,76 mg pela exclusão dos mesmos. O menor valor de peso seco encontrado para a subfamília foi de 0,88 mg para *Ceratina* (*Ceratinula*), o maior valor correspondeu a 41,89 mg para *Anthophora* (excluindo-se os extremos), ao se considerar as classes, uma frequência dos gêneros foi predominantemente igualitária. Por outro lado, Megachilinae apresentou uma maior concentração de gêneros dentre as classes superiores de peso seco, com apenas 20 % dos gêneros presentes nas classes inferiores à de peso seco médio superior para as fêmeas, e 50% para os machos. Nessa subfamília, as maiores frequências foram para a classe de peso seco elevado, concentrando a metade dos gêneros para as fêmeas (*Ananthidium*, *Anthidium*, *Epanthidium*, *Coelioxys* e *Megachile*, com média de 31,87 mg); e 40% para os machos (*Anthidium*, *Epanthidium*, *Coelioxys* e *Megachile*, com média de 39,96 mg - não foram amostrados machos de *Ananthidium*).

Colletinae também apresentou uma tendência de concentração de dados dentre as classes elevadas de peso seco, com 44% dos gêneros de fêmeas (*Belopria*, *Hexanthesa*, *Nomiocolletes* e *Tetraglossula*, média de 16,82 mg) e 33% dos gêneros de machos (*Belopria*, *Nomiocolletes* e *Tetraglossula*, média de 12,10 mg; machos de *Hexanthesa* não foram amostrados) presentes na classe de peso seco médio superior; além de 22% de fêmeas

(*Colletes* e *Ptiloglossa*) e 33% de machos (os mesmos gêneros) para a classe de peso seco elevado.

Por sua vez, Halictinae e Andreninae apresentaram uma tendência oposta, com respectivos 94% e 75% dos gêneros distribuídos dentre as classes de peso seco médio ou demais classes inferiores para fêmeas e machos. Em Halictinae, os maiores valores de frequência (35% para fêmeas e 41% para machos) encontram-se na classe de peso seco médio inferior (fêmeas de *Augochlora*, *Neocorynura*, *Paroxystoglossa*, *Temnosoma*, *Caenohalictus* e *Pseudagapostemon*, média de 6,36 mg; e machos de *Augochlora*, *Augochlorella*, *Ceratalictus*, *Neocorynura*, *Thectochlora*, *Oragapostemon* e *Pseudagapostemon*, média de 4,27 mg). Enquanto Andreninae apresentou os maiores valores de frequência para machos e fêmeas (38% em cada) para a classe de peso seco baixo (*Callonychium*, *Cephalurgus* e *Rhopitulus*, com média de 2,54 mg para fêmeas e 2,27 mg para machos).

Tal qual para o peso seco, os valores referentes aos limites de classe para a abundância e para a biomassa são encontrados na Tabela 04 e nos Apêndices 3 e 4. Para abundância, o valor mínimo correspondeu a 0,84 indivíduos em *Acamptopoeum* (Andreninae); *Gaesischia*, *Thygater* e *Tetragonisca* (Apinae); *Colletes*, *Hylaeus* e *Perditomorpha* (Colletinae); *Rhinocorynura*, *Temnosoma* e *Sphecodes* (Halictinae); e *Anthidium* (Megachilinae), todos referidos em A3. Enquanto os valores máximos corresponderam aos gêneros *Bombus* e *Trigona* (Apinae) e *Augochloropsis*, *Ceratalictus*, *Augochlora*, *Dialictus*, *Caenohalictus*, *Pseudagapostemon* e *Paroxystoglossa* (Halictinae), dentre os levantamentos. Para a biomassa, o valor mínimo correspondeu a 1,36 mg de *Tetragonisca* (Apinae) em A3; sendo os extremos superiores correspondentes a *Ceratina* (*Crewella*), *Gaesischia*, *Thygater*, *Centris*, *Trigona*, *Xylocopa* e *Bombus* (Apinae); *Pseudagapostemon*, *Augochlora*, *Augochloropsis* e *Paroxystoglossa* (Halictinae) e *Megachile* (Megachilinae), dentre os levantamentos.

O método possibilitou a formação de grupos equiparáveis dentre os estudos e uma boa caracterização do conjunto amostral, como demonstrado pela ampla sobreposição dentre os limites de amplitude das classes equivalentes dentre os levantamentos, principalmente para a biomassa (figuras 3 e 4). A1 apresenta a maior amplitude dentre as classes, enquanto V2 possui, primordialmente, valores inferiores de abundância para todas as classes, apesar de não apresentar gêneros considerados como raros (Apêndice 3).

Para a família Apidae como um todo, a maior parte dos gêneros concentra-se dentre abundantes a dominantes para A1, intermediários e abundantes para A2 e V2, dentre as classes de raros a ocasionais em A3, entre raros e intermediários para V1 (Apêndice 3). Quanto à biomassa, os gêneros em A1 concentram-se dentre as classes de média, média

superior a elevada; em A2, dentre a média inferior e a média; em A3, abaixo da média superior; em V1, com a maior frequência abaixo da média; e em V2, entre a média superior e elevada (Apêndice 4).

Ao se observar a variação dentre as subfamílias pelos levantamentos, verifica-se que Apinae, Andreninae e Megachilinae apresentam grande homogeneidade de frequência dos gêneros dentre as classes de abundância, aparentando não haver alguma tendência central. Por outro lado, as maiores frequências na classe de abundância extrema foram encontradas em Halictinae, com 7 gêneros dentre os extremos de abundância para A1 (*Augochlora*, *Augochloropsis*, *Paroxystoglossa*, *Caenohalictus*, *Dialictus* e *Pseudagapostemon*, representando 40% dos gêneros de Halictinae) e 5 para V2 (*Augochlora*, *Augochloropsis*, *Paroxystoglossa*, *Dialictus* e *Pseudagapostemon*, 30% dos gêneros). Colletinae possui maior frequência dos gêneros nas classes de abundância intermediária às inferiores em A1, A2 e A3, havendo uma inversão em V1 e V2, para as classes de intermediários a dominantes (Apêndice 3).

Para a biomassa, observa-se em Megachilinae uma tendência de concentração de gêneros dentre as classes de média à extrema (exceto em V1), sendo que essa tendência também é observada para Apinae e Halictinae apenas em A1. Para Colletinae, apenas em A1 foi amostrado um gênero pra a classe de biomassa elevada (*Colletes*, 404,89 mg), sendo que para os demais levantamentos, os gêneros dessa subfamília permaneceram dentre as classes intermediárias (Apêndice 4).

O teste de *IndVal* indicou a existência de poucos gêneros indicadores por classe. *Xylocopa* compreendeu um indicador para a classe de gêneros abundantes ($ind = 0,8$, $p < 0,01$) e de biomassa extrema ($ind = 0,8$, $p < 0,01$), tal qual *Bombus* para essa classe de biomassa ($ind = 1$, $p < 0,01$). *Psaenythia* compreendeu um indicador para a classe de biomassa elevada ($ind = 0,8$, $p < 0,01$), enquanto *Ceratina* (*Rhysoceratina*) foi um indicador para os gêneros de abundância dominante ($ind = 0,8$, $p < 0,01$). Outros gêneros apresentaram valores significativos ($p < 0,01$), contudo, todos com valores inferiores a 0,7, não sendo considerados como fortes indicadores.

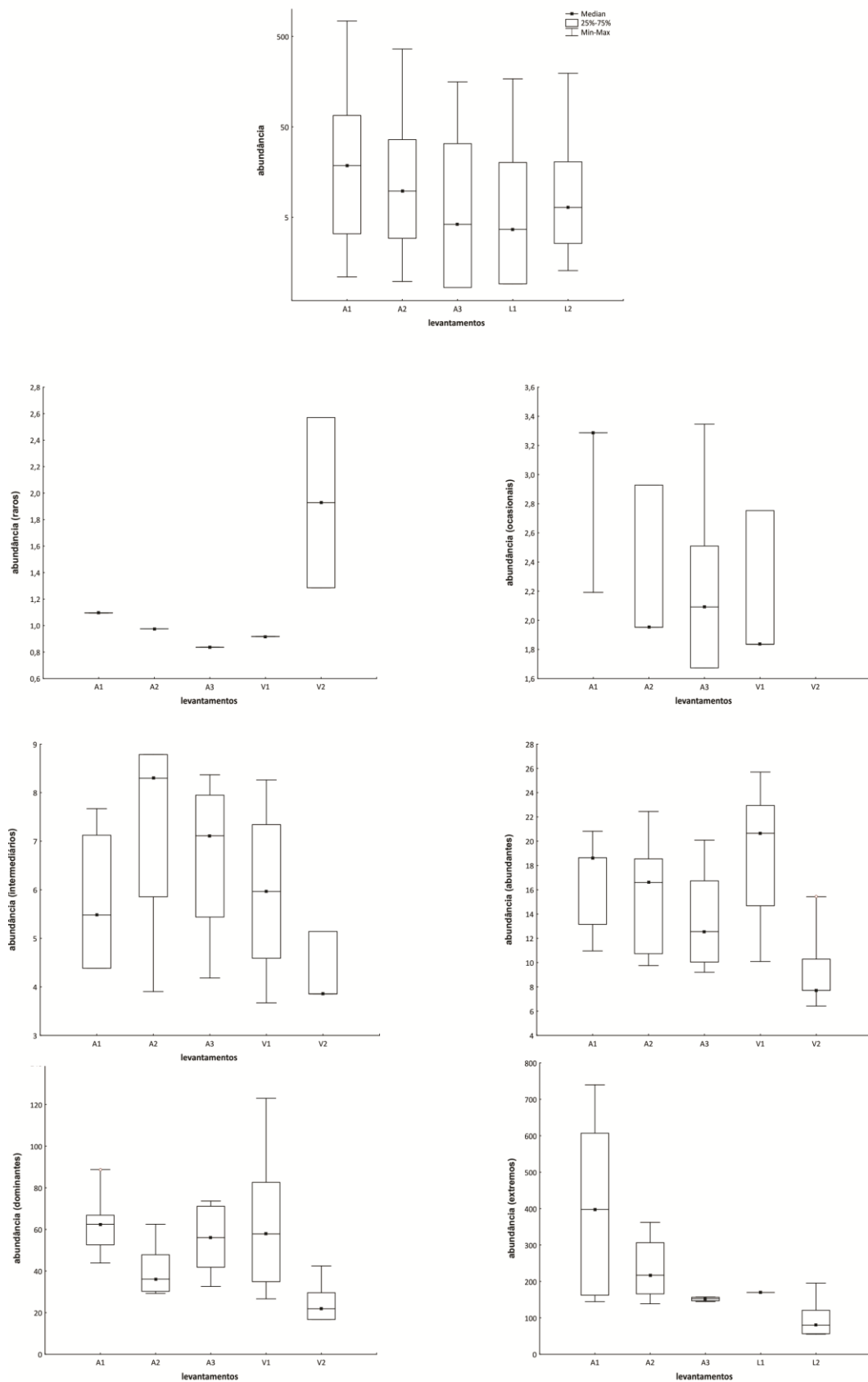


Figura 3: Limites de amplitude e valores de mediana para a abundância para o conjunto de todos os levantamentos, A1, A2, A3, V1 e V2, (topo), e para as diferentes classes de abundância (pares inferiores).

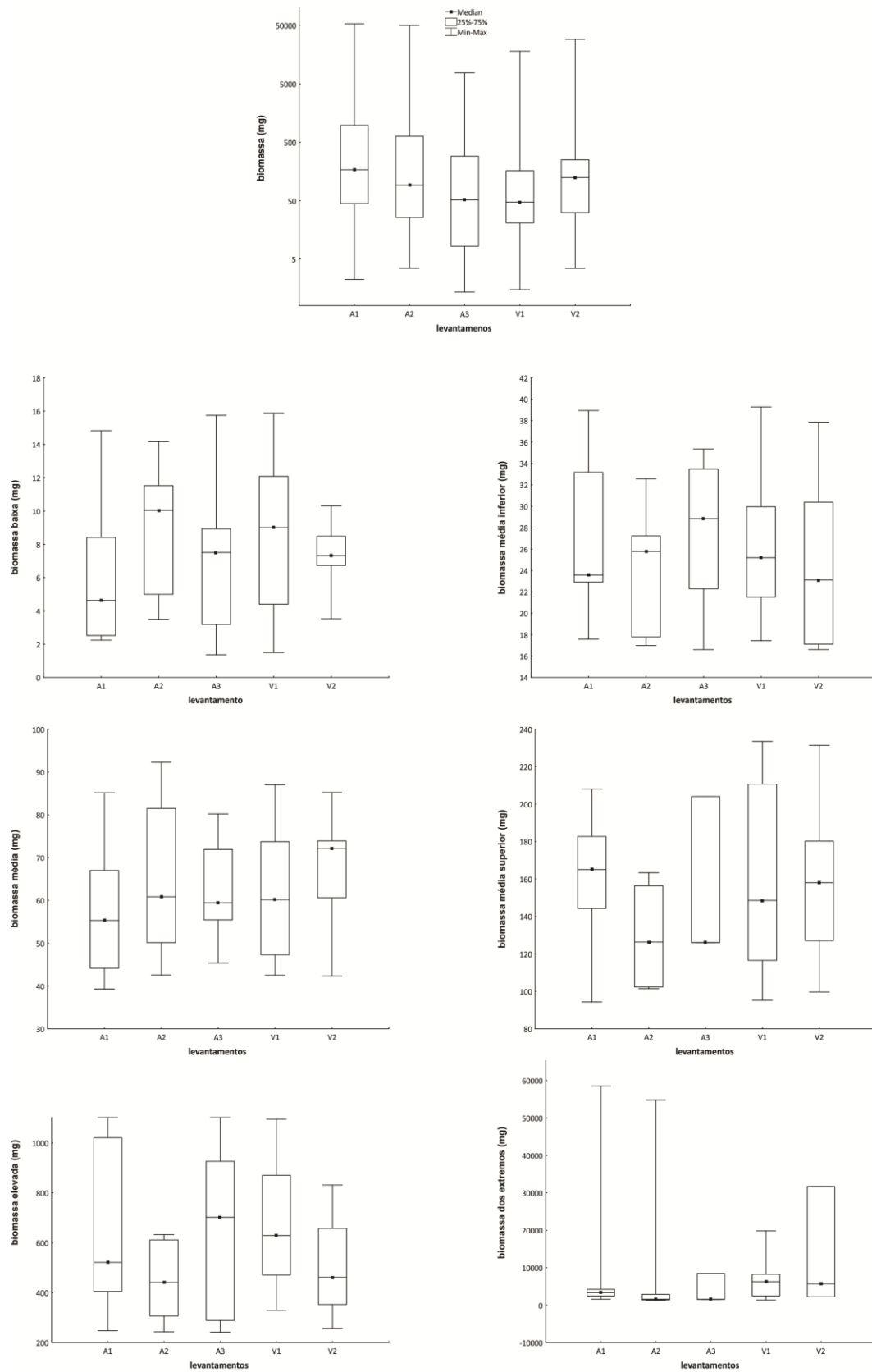


Figura 4: Limites de amplitude e os valores de mediana para a biomassa de todo o conjunto de levantamentos, A1, A2, A3, V1 e V2, (topo), e para as diferentes classes de biomassa (pares inferiores).

7.3. O PERFIL FUNCIONAL RESULTANTE

A distribuição dos estados de atributos dentre os gêneros, os respectivos valores de mT , abundância e biomassa acumulados, possibilitaram uma avaliação descritiva da contribuição dessas características nas assembleias dentre os levantamentos. Tais valores encontram-se detalhados na Tabela 04, assim como na figura 5. Além disso, os Apêndices 5 e 6 apresentam a distribuição dos estados de atributos dentre os gêneros.

Quanto à distribuição dos gêneros dentre os estados de atributos, não se observou uma relação direta entre os valores de mT e os valores de riqueza. Como exemplo, os valores de riqueza de gêneros eussociais e cleptoparasitas apresentaram média similar a 4,5 gêneros, contudo, os dois grupos são amplamente distintos quanto aos valores de mT (média de 21,6% para a abundância e 59,3% para a biomassa de gêneros eussociais, em contraposição à média de 1,2% de abundância e 0,7% de biomassa de cleptoparasitas) (Tabela 04).

Para todos os levantamentos, houve maior riqueza de gêneros solitários, seguidos pelos parassociais, eussociais e cleptoparasitas, havendo relativa similaridade dentre os estudos. Contudo, V2 apresentou a menor riqueza de gêneros cleptoparasitas e eussociais, com apenas dois gêneros para ambos os hábitos (*Sphecodes* e *Coelioxys*, PT; e *Bombus* e *Trigona*, EU). Poucos gêneros apresentaram requisitos especiais, com riqueza média de 3 gêneros apresentando os estados de coletores de óleo, resina, folhas ou perfume. V1 e V2 apresentaram os maiores valores de riqueza para coletores de resina e óleo, além disso, foram os únicos estudos que apresentaram gêneros coletores de perfume, correspondendo a *Eufriesea* (V1) e a *Eulaema* (V2).

De modo geral, houve uma relação constante para as proporções dos gêneros pelos seus hábitos de dieta e de nidificação. Observaram-se as razões de 0,35 de gêneros oligoléticos por poliléticos, e de 0,63 gêneros de hábito de nidificação em cavidades (ou ninhos aéreos) para gêneros que nidificam no solo.

Em observação à fenologia, observa-se uma inversão na relação entre o número de gêneros de distribuição esparsa ou restrita, com apenas A1 e A2 apresentando um maior número de gêneros encontrados ao longo de todo o período de coleta (proporções de 0,6 e 0,8 para cada estudo). Em V1 não foram amostrados gêneros durante o inverno (pelas restrições metodológicas dos estudos originais), estação com a menor riqueza de gêneros, seguida do outono, verão e, por fim, a primavera (exceto para A2, no qual a riqueza de gêneros no outono é igual à da primavera e superior à do verão).

Os gêneros de distribuição esparsa e presentes dentre todas as estações do ano, apresentaram valores de mT superiores a 0,8 tanto para a abundância quanto para a biomassa, em contraposição aos gêneros presentes no inverno (em V1 e V2), ou os gêneros de distribuição restrita (restritos, restritos ao frio ou ao calor). De modo similar, uma dieta generalista (polilética, PL) apresentou valor de mT superiores a 0,8 para todos os levantamentos, enquanto uma dieta restrita (oligolética) se restringiu a valores inferiores a 0,2, tanto para a abundância quanto para a biomassa.

Por outro lado, em A1, A2 e A3, ao se considerar a abundância dos gêneros quanto ao hábito de nidificação, os valores foram preponderantes para os gêneros que constroem seus ninhos em cavidades (CV) quando comparados aos que constroem no solo (SO), sendo essa relação invertida ao se avaliar a biomassa acumulada, o que não foi observado para V1 e V2, nos quais os valores foram equivalentes ou superiores para o hábito de nidificação em cavidade, principalmente para a biomassa.

Quanto à socialidade e o parasitismo, todos os levantamentos apresentaram valores de mT inferiores a 1% para o hábito cleptoparasita, tanto para abundância, quanto para biomassa. Ao se considerar a abundância, os hábitos parassociais foram prevalentes ao hábito eussocial ou solitário (sendo esses dois últimos equivalentes). Contudo, para a biomassa, gêneros eussociais foram predominantes aos demais.

Para todos os requisitos especiais, os valores foram inferiores a 20%. O hábito de coleta de resinas ou folhas apresentaram as maiores participações relativas, enquanto a coleta de óleo foi mais restrita, e a de perfume exclusiva para V1 e V2. Ainda, em relação às classes de peso seco, observa-se uma maior participação relativa dentre as classes inferiores ao peso seco médio ao se avaliar a abundância dos gêneros, mas não a biomassa, que possui valores de mT acima de 45% para a classe de peso seco extremo.

Algumas das tendências indicadas pelos valores de mT foram também observadas pelo estudo das correlações entre os valores de abundância e biomassa acumulada dentre os estados de atributos. As figuras 6 (para A1, A2 e A3) e 7 (para V1 e V2) apresentam diagramas em que são dispostos os pares de atributos em acordo aos valores de r oriundos das correlações conduzidas para as duas variáveis. As colunas da esquerda apresentam os valores de r dentre todos os pares, e a coluna da esquerda demonstra apenas a distribuição dos valores de r para as correlações que apresentaram resultados significativos ($p < 0,001$).

A2 apresentou o maior número de pares de estados de atributos com correlações significativas (40 pares, com a média de 67% de correlação para a abundância e 62% para a biomassa), seguido por A3 (36 pares, média de 75% para a abundância e 67% para a

biomassa), A1 (27 pares, 78% de correlação média para a abundância e 70% para a biomassa), V1 (19 pares, 76% para a abundância e 67% para a biomassa) e V2 (16 pares, 74% para a abundância e 64% para a biomassa).

Para todos os levantamentos, as maiores correlações corresponderam aos pares compostos por atributos de fenologia, usualmente superiores a 80% para a abundância e 70% para a biomassa. A correlação mais elevada foi de cerca de 90% dentre os gêneros de distribuição restrita (R) e os de distribuição restrita ao calor (RC). Valores superiores a 85%, principalmente pela distribuição da abundância dos gêneros, foram encontrados para a distribuição esparsa (E) associada às estações do ano (PV, V, O, I). Valores elevados de correlação também foram encontrados dentre as estações do ano, a distribuição esparsa e a presença do estado de dieta generalista (poliléticas, PL), usualmente superiores a 75%. Para os demais pares com correlações significativas, os valores raramente ultrapassaram 70% de correlação e geralmente não compreenderam pares de estados de um mesmo atributo.

Ao se avaliar a presença de estados de atributos indicadores (*IndVal*) pelas classes de abundância e biomassa, foram encontradas relações significativas para estados de atributos de socialidade, classes de peso seco, amplitude da dieta, hábitos de nidificação e requisitos especiais. Contudo, apenas uma associação clara foi estabelecida pela distribuição de gêneros poliléticos como indicadores das classes de biomassa extremas ($ind = 0,9, p < 0,01$). Todos os demais valores foram inferiores a 0,7.

Tabela 05. Valores de *mT* (em %), e respectivos valores de abundância ou biomassa acumulada dentre os gêneros para os estados de atributos em A1, A2, A3, V1 e V2.

Riqueza de gêneros							Abundância					Biomassa (mg)				
		A1	A2	A3	V1	V2	A1	A2	A3	V1	V2	A1	A2	A3	V1	V2
PS	B	12	8	10	11	10	24% (1117,71)	20% (377,70)	24% (272,76)	36% (394,62)	40% (438,34)	3% (2273,34)	1% (756,29)	4% (636,67)	2% (877,70)	2% (809,69)
	MI	12	8	12	12	10	46% (2119,26)	36% (667,57)	40% (457,66)	11% (122,98)	14% (152,97)	14% (11613,92)	6% (4507,70)	17% (3165,20)	2% (792,81)	3% (1103,76)
	M	6	6	5	10	6	11% (519,40)	9% (166,89)	15% (166,50)	19% (203,73)	12% (136,26)	6% (4957,15)	2% (1712,74)	9% (1692,96)	5% (2071,82)	3% (1402,43)
	MS	6	7	5	11	7	4% (164,37)	5% (82,96)	8% (87,85)	10% (102,79)	5% (52,70)	3% (2455,30)	2% (1319,00)	7% (1357,09)	4% (1701,48)	2% (740,03)
	EL	8	6	8	10	9	5% (235,60)	7% (133,71)	8% (91,20)	7% (78,01)	7% (71,98)	8% (7129,65)	7% (4848,30)	15% (2783,88)	7% (3133,24)	5% (2150,40)
	EX	5	4	3	9	8	10% (452,56)	23% (431,38)	5% (61,08)	17% (182,63)	22% (242,95)	67% (57323,00)	81% (57286,93)	48% (8812,74)	80% (33617,13)	86% (38681,00)
DT	PL	34	29	28	42	34	95% (4365,63)	92% (1706,99)	94% (1073,45)	84% (913,14)	88% (958,94)	96% (82010,67)	96% (67278,94)	96% (17711,15)	97% (40984,21)	97% (43566,40)
	OG	9	8	10	14	11	4% (203,82)	8% (149,32)	5% (51,04)	14% (149,59)	11% (118,26)	4% (3049,02)	4% (3095,20)	3% (513,90)	2% (834,22)	2% (1076,32)
NH	SO	27	26	24	29	29	60% (2801,94)	60% (1124,33)	51% (581,49)	48% (523,10)	43% (474,33)	22% (18518,21)	15% (10745,05)	25% (4533,76)	9% (3937,66)	11% (5024,72)
	CV	16	11	14	27	16	38% (1767,51)	39% (731,98)	48% (543,00)	50% (539,62)	55% (602,87)	78% (66541,48)	85% (59629,09)	74% (13691,29)	90% (37880,77)	88% (39618,00)
RQ	OL	3	3	1	9	7	0,3% (12,05)	2% (36,11)	0,3% (3,35)	5% (53,23)	4% (44,99)	0,5% (401,14)	0,5% (363,23)	0,1% (16,60)	21% (8916,67)	7% (3148,29)
	RS	4	1	4	13	5	16% (753,90)	0,5% (8,78)	13% (148,09)	9% (99,11)	8% (84,84)	4% (3567,53)	0,1% (72,37)	7% (1306,08)	3% (1257,06)	3% (1250,70)
	FL	2	2	2	2	2	18% (810,89)	4% (71,25)	16% (177,37)	7% (72,50)	7% (73,27)	7% (6086,51)	4% (2868,90)	15% (2702,48)	6% (2602,29)	3% (1265,42)
	PF	-	-	-	1	1	0,0% (-)	0,0% (-)	0,0% (-)	0,1% (0,92)	0,1% (1,29)	0,0% (-)	0,0% (-)	0,0% (-)	1% (210,88)	1% (359,54)
SC	PT	6	2	5	7	5	0,9% (39,45)	0,2% (3,90)	1% (12,55)	2% (22,03)	2% (18,00)	0,8% (692,68)	0,1% (56,81)	1% (223,48)	1% (375,75)	1% (244,59)
	EU	4	2	4	6	3	26% (1186,74)	20% (370,87)	18% (203,31)	20% (211,08)	25 (272,51)	66% (56783,32)	71% (49922,78)	49% (8993,57)	45% (18919,51)	66% (29509,70)
	SS	13	12	11	12	13	37% (1708,34)	41% (770,05)	56% (634,20)	48% (515,76)	47% (519,32)	14% (11814,14)	13% (9004,41)	28% (5159,39)	23 (9640,93)	19% (8652,93)
	SL	26	23	23	38	29	36% (1674,37)	39% (715,39)	25% (286,98)	31% (335,89)	26% (285,37)	19% (16462,23)	16% (11446,95)	22% (4072,09)	31% (13257,99)	14% (6480,08)
DST	RC	13	11	18	40	31	3% (158,89)	10% (178,60)	9% (107,09)	13% (141,33)	16% (174,82)	8% (6740,95)	8% (5541,72)	14% (2508,52)	6% (2646,13)	27% (12179,47)
	RF	6	6	7	3	2	2% (78,90)	2% (29,28)	1% (14,22)	0,6% (5,51)	0,5% (5,14)	0,4% (347,81)	0,3% (213,45)	2% (346,83)	1% (291,88)	0,0% (15,21)
	R	19	17	25	43	33	5% (237,79)	11% (207,88)	11% (121,32)	13% (146,84)	16% (179,96)	8% (7088,76)	8% (5755,17)	16% (2855,36)	7% (2938,01)	27% (12194,68)
	E	30	22	18	20	17	95% (4371,11)	89% (1652,33)	89% (1015,72)	87% (937,91)	84% (915,23)	92% (78663,61)	92% (64675,78)	85% (15593,18)	93% (39256,17)	73% (32692,63)
EST	P	37	25	30	43	38	96% (4432,47)	90% (1678,68)	97% (1106,92)	95% (1026,02)	93% (1020,64)	97% (82965,67)	94% (65945,33)	97% (17894,31)	96% (40402,98)	93% (41874,66)
	V	36	21	26	44	33	93% (4462,06)	87% (1612,32)	96% (1094,37)	96% (1036,11)	91% (991,08)	95% (81592,70)	87% (61471,36)	92% (16877,69)	98% (41389,50)	97% (43386,63)
	O	30	25	24	27	13	92% (4236,33)	91% (1683,56)	92% (1042,49)	90% (977,38)	65% (714,71)	92% (78494,76)	94% (65969,24)	88% (16218,47)	96% (40385,28)	69% (30957,82)
	I	22	16	14	-	16	90% (4151,95)	82% (1528,38)	83% (938,75)	0,0% (-)	63% (694,14)	88% (75411,90)	80% (56670,11)	75% (13813,72)	0,0% (-)	7% (3321,76)
Total		49	39	43	63	50	4608,90	1860,22	1137,04	1084,75	1095,20	85752,37	70430,95	18448,53	42194,18	44887,30

I – inverno, O – outono, V – verão e P – primavera, para EST – estações; E – esparsos, R – restritos, RF – restritos ao frio e RC – restritos ao calor, para DIST – distribuição; SL – solitárias, SS – parassociais, EU – eussociais e PT – parasitas, para SC – socialidade ou parasitismo; PF – perfume, FL – folha, RS – resina, OL – óleos, para RQ – requisitos; CV – cavidade ou SL – solo, para NH – ninho; OG – oligoléctica ou PL – poliléctica, para DT – dieta; EX – extremo, EL – elevado, MS – médio superior, M – médio, MI – médio inferior e B – baixo, para PS – peso seco.

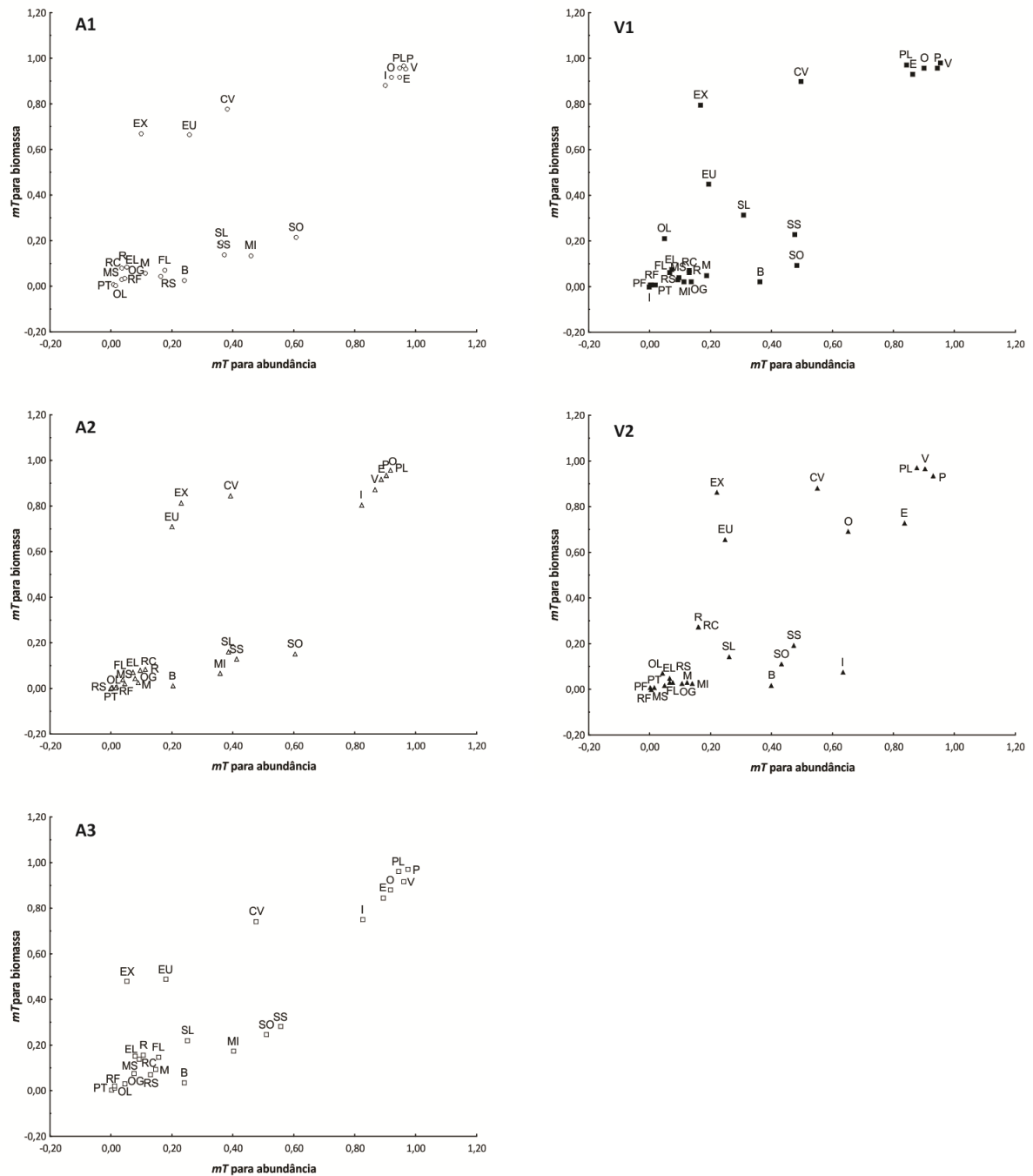


Figura 5: Relações entre os valores de mT para a abundância e para a biomassa acumulada dentre os estados de atributos para A1, A2, A3, V1 e V2. I – inverno, O – outono, V – verão e P – primavera; E – esparsos, R – restritos, RF – restritos ao frio e RC – restritos ao calor; SL – solitárias, SS – parassociais, EU – eussociais e PT – parasitas; PF – perfume, FL – folha, RS – resina, OL – óleos; CV – cavidade ou SO – solo; OG – oligolética ou PL – polilética; EX – peso seco extremo, EL – p. s. elevado, MS – p. s. médio superior, M – p. s. médio, MI – p. s. médio inferior e B – p. s. baixo.

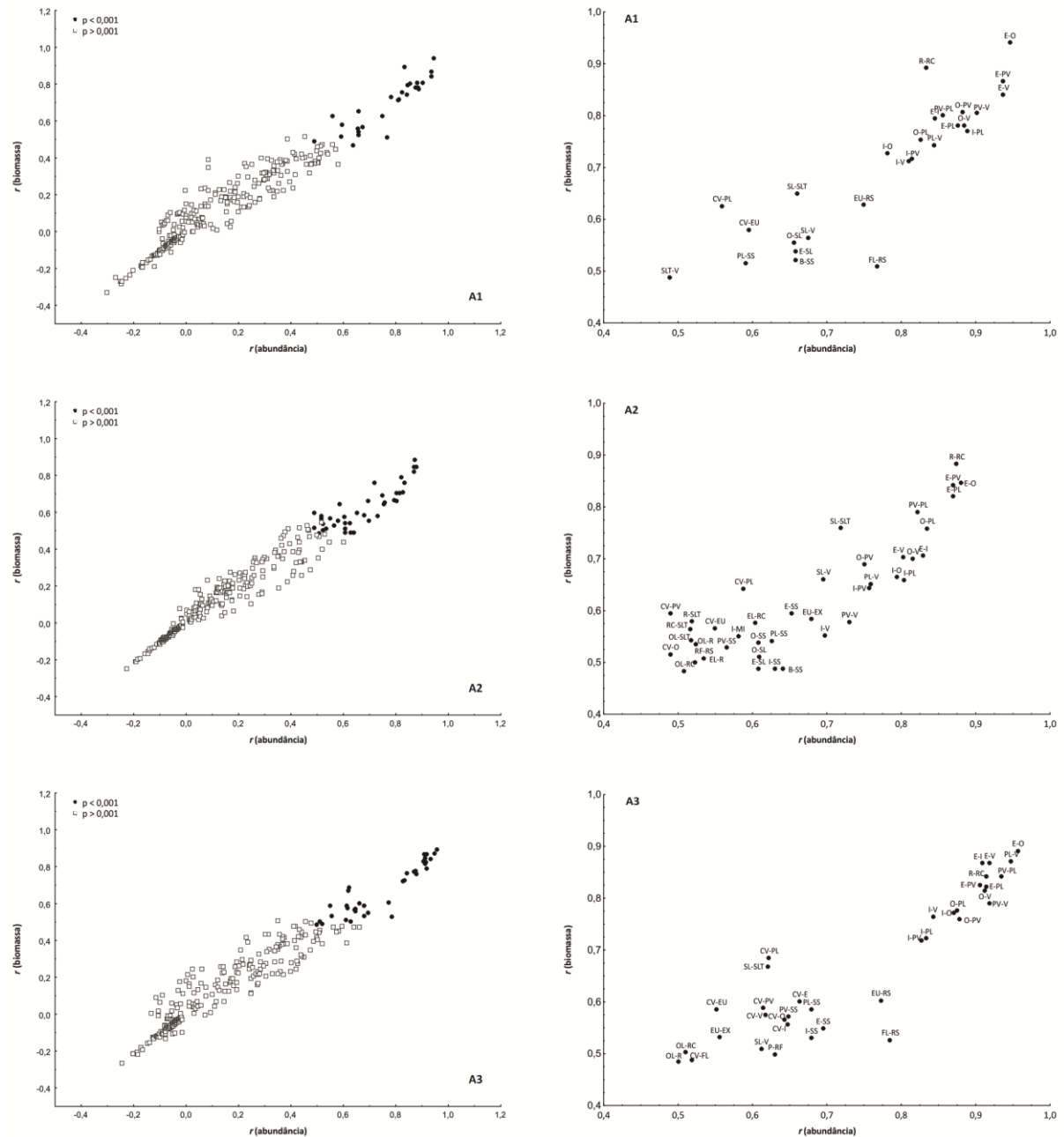


Figura 6: Valores de r para as correlações entre os pares dos estados de atributos, quando considerando sua representatividade pela abundância e biomassa dos gêneros que apresentam tais aspectos. São apresentados todos os valores de correlação à esquerda, e apenas os valores significativos ($p < 0,0001$) à direita, para os respectivos levantamentos A1, A2 e A3. I – inverno, O – outono, V – verão, PV – primavera, E – esparsos, R – restritos, RF – restritos ao frio, RC – restritos ao calor, SLT – solitárias, SS – parassociais, EU – eussociais, PT – parasitas, PF – perfume, FL – folha, RS – resina, OL – óleos, CV – cavidade, PL – polilética, EL – p. s. elevado.

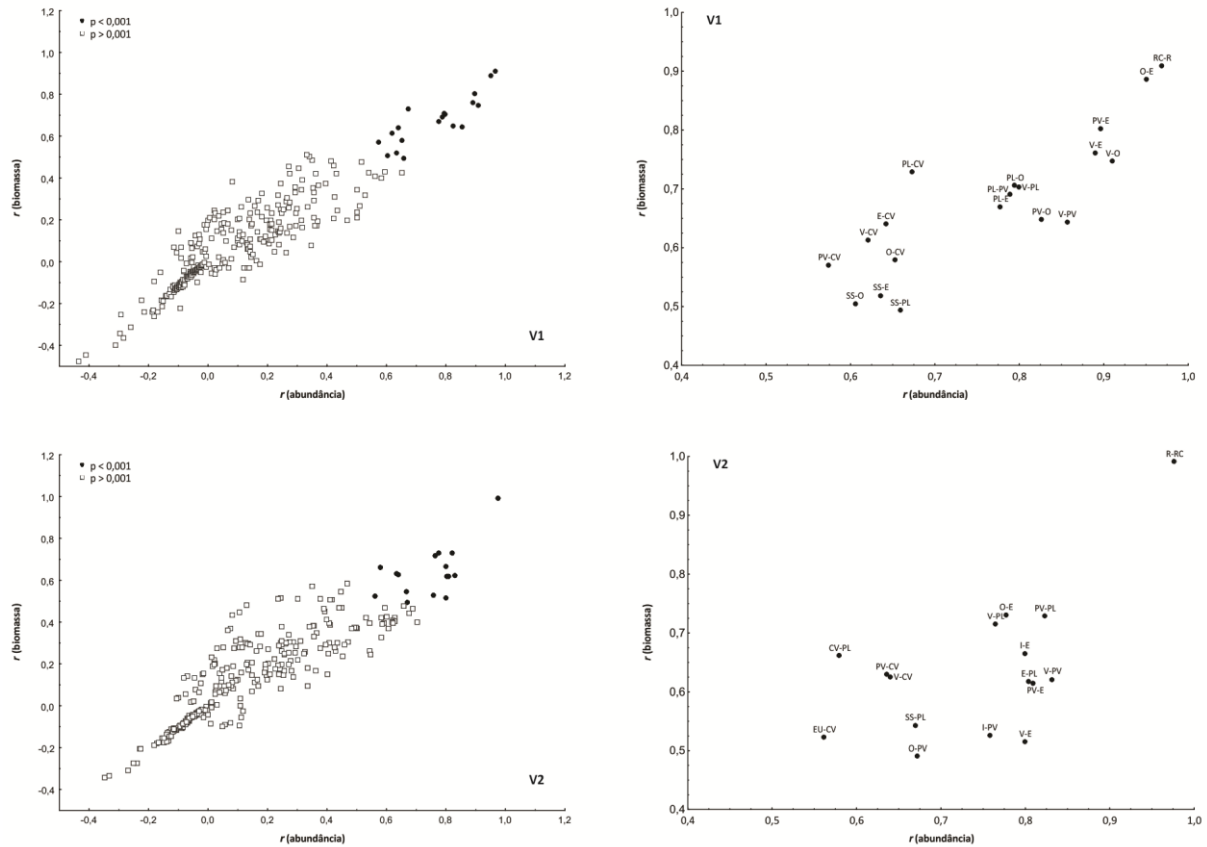


Figura 7: Valores de r para as correlações entre os pares dos estados de atributos, quando considerando sua representatividade pela abundância e biomassa dos gêneros que apresentam tais aspectos. São apresentados todos os valores de correlação à esquerda, e apenas os valores significativos ($p < 0,0001$) à direita, para os respectivos levantamentos V1 e V2. I – inverno, O – outono, V – verão, PV – primavera, E – esparsos, R – restritos, RF – restritos ao frio, RC – restritos ao calor, SLT – solitárias, SS – parassociais, EU – eussociais, PT – parasitas, PF – perfume, FL – folha, RS – resina, OL – óleos, CV – cavidade, PL – polilética, EL – p. s. elevado.

8. INFERÊNCIAS SOBRE O PERFIL FUNCIONAL

8.1. OS GÊNEROS COMO UNIDADES TAXONÔMICAS OPERACIONAIS

Fundamentando-se nos resultados de suas análises sobre a similaridade de riqueza de gêneros dentre os levantamentos conduzidos em Vila Velha, Gonçalves *et al.* (2009) afirmaram que os índices baseados na riqueza de gêneros podem apresentar uma sensibilidade capaz de revelar relações entre as áreas. Nesse estudo, o teste de Mantel corroborou a premissa do uso dos gêneros como unidade taxonômica operacional suficiente para o desenvolvimento dos perfis funcionais e o estudo da diversidade funcional dos levantamentos sistematizados.

8.2. FLUTUAÇÕES DENTRE AS CLASSES DE PESO SECO, ABUNDÂNCIA E BIOMASSA

A capacidade de dispersão compreende um importante aspecto ecológico relacionado ao tamanho dos organismos, uma vez que indivíduos menores possuindo faixas de voo limitadas quando comparados às espécies maiores (Wcislo & Cane 1996, Minckley *et al.* 1999). Em casos de limitação de recursos (como ocorre pela redução do habitat natural) a baixa habilidade de dispersão implica na redução do tamanho efetivo da população e do fluxo gênico, conduzindo à perda da variabilidade genética e à redução da adaptabilidade, deixando as populações mais susceptíveis a eventos de extinção local (Minckley *et al.* 1999, Sipes 2005, Zayed *et al.* 2005).

Contudo, as tendências encontradas dentre as classes de peso seco para as subfamílias não parecem estar claramente relacionadas às hierarquizações quanto à abundância ou à biomassa. Todas as subfamílias apresentaram gêneros dentre valores diversos de abundância e de biomassa, além disso, os valores máximos de abundância foram alcançados para gêneros distribuídos dentre as classes de peso seco extremo ao baixo para todos os levantamentos em distintos graus de conservação.

Desse modo, parece não haver uma relação evidente entre a predominância ou susceptibilidade dos gêneros condicionada pelo seu tamanho, apesar de A1 compreender o estudo onde se concentram os gêneros que ocupam as classes mais elevadas, tanto para a abundância, quanto para a biomassa. V1 e V2, locais em elevado grau de conservação,

apresentam maior similaridade a de A2 e A3 quanto à distribuição pelas classes e os valores de abundância e biomassa, de modo que se acredita que o período em que os estudos foram conduzidos pode compreender um importante fator, relacionado, por exemplo, às variáveis ambientais climáticas.

Em estudos sobre as comunidades de invertebrados aquáticos, estimativas do peso seco têm sido amplamente utilizadas para a interpretação de processos ecológicos e a massa corpórea vem sendo considerada como uma variável fundamental para estudos comparativos (González *et al.* 2002). Observa-se que o balanço entre a biomassa e a abundância é um importante ponto para a contribuição das espécies em diferentes comunidades, pelo fato de a biomassa poder ser um parâmetro útil por fornecer descrições sobre a comunidade de visitantes florais e detectar padrões de organização entre as espécies não evidenciados pela quantificação direta dos indivíduos (Silva-Pereira & Santos 2006).

Nesse estudo, *Psaenythia*, de peso seco elevado, compreendeu um indicador de biomassa elevada, por outro lado, *Ceratina* (*Rhysoceratina*), apesar de possuir peso seco baixo, foi um indicador para a classe de abundância dominante. *Xylocopa* e *Bombus*, de peso seco extremo, foram indicadores da classe de biomassa extrema, mas apenas *Xylocopa* compreendeu um indicador para a classe de gêneros abundantes, apesar de o gênero *Bombus* pertencer às classes de abundância de dominantes ou extremos dentre os levantamentos. Espécies de *Bombus* geralmente não são vistas como dominantes devido ao pequeno número de animais amostrados, mas como ocorrido para *B. brevivillus* em Palmeiras (Bahia, Brasil), a espécie foi a mais representativa em relação à biomassa (Silva-Pereira & Santos 2006).

8.3. RELAÇÕES DENTRE OS ESTADOS DOS ATRIBUTOS

As maiores restrições ao se conduzir análises baseadas em atributos são o tempo necessário para reunir informações relevantes, sua disponibilidade e a possibilidade de contradição dentre as diferentes fontes (Veríssimo *et al.* 2012). A compilação de dados referentes aos atributos permanece como um desafio, sendo evidente a necessidade de um banco de dados central (Flynn *et al.* 2011).

Nesse estudo, a determinação dos estados de atributos foi derivada tanto de um banco de dados central, quanto de informações da literatura. A seleção *a priori* dos atributos a serem considerados em um estudo de Ecologia Funcional é crítica quanto ao número de características consideradas e quanto à sua identidade ou a função (Petchey & Gaston 2006).

A escolha de determinada função deve ser suportada pela necessidade de descrevê-la evitando-se redundâncias dentre os atributos, para que qualquer correlação possa ser considerada como um aspecto relevante na distribuição das espécies no espaço funcional (Villéger *et al.* 2008).

Sobre esse aspecto, os resultados indicaram redundância na decomposição da fenologia dos gêneros. Considera-se que apenas as características de distribuição esparsa, restrita ou restrita aos períodos frios sejam suficientes para abranger a fenologia como um atributo, sendo os demais estados não utilizados em avaliações posteriores.

Acredita-se que a determinação dos atributos e o nível de especificidade tenham sido coerentes às expectativas de caracterização das assembleias, sendo possível a construção de um perfil descritivo da composição funcional dos levantamentos. Para todos os estudos, a presença de gêneros poliléticos foi preponderante à de especialistas por sua abundância, biomassa e riqueza de gêneros. Por outro lado, ao se verificar a relação entre os gêneros que nidificam no solo ou em cavidades (ninhos aéreos), tem-se a predominância dos primeiros quanto à abundância e a riqueza de gêneros, mas não quanto à biomassa (em A1, A2 e A3).

Essa inversão também ocorre ao se comparar os valores de mT dos gêneros eussociais aos dos gêneros parassociais e solitários. É provável que isso seja decorrente da presença de gêneros que nidificam em cavidade e possuem peso seco muito elevado, a exemplo de *Bombus*, *Xylocopa*, *Centris* (alguns das espécies do gênero), *Eufriesea* e *Eulaema*. Esses gêneros concentram em conjunto 14% da biomassa e possuem aproximadamente sete vezes o peso seco médio de todos os gêneros. Além disso, os gêneros de peso seco extremo são pouco abundantes, de modo que seus valores de mT quanto à abundância foram sempre inferiores às demais classes, contudo, eles apresentaram maior participação relativa ao se considerar a biomassa. Essa relação de interpretações divergentes indicam que a abundância e a biomassa demonstram-se como variáveis complementares no estudo da distribuição e predominância dos gêneros dentre os levantamentos.

Atributos relacionados à maior especificidade de hábitos, como a coleta de óleos, resina e perfume, ou ainda, o hábito cleptoparasita, apresentaram valores participativos baixos, além da baixa riqueza de gêneros. Contudo, a homogeneidade encontrada dentre os levantamentos não auxilia na percepção de diferenças na composição funcional das populações observadas. Os valores de mT compreendem dados relativos, de modo que a similaridade dentre os estudos pode compreender um indício de que há grande semelhança dentre a composição funcional e relativa redundância, apesar de possíveis variações totais dentre os levantamentos.

9. RELAÇÕES ENTRE AS PERSPECTIVAS TAXONÔMICA E FUNCIONAL

Em 1950 MacArthur já apontou a necessidade de estudos sobre a relação entre os componentes funcional e taxonômico (Barbault 1995, Naeem & Wright 2003). Contudo, permanece em debate qual dessas facetas possui maior influência sobre as funções ecológicas, sendo recorrente a premissa de que as características das espécies teriam maior participação na distribuição e constituição de uma comunidade (Flynn *et al.* 2012).

Desse modo, é necessária uma perspectiva mais abrangente do que a visão usual da biodiversidade. A biodiversidade deveria ser contemplada essencialmente de modo tridimensional, com seus eixos correspondendo às diversidades funcional (suportada pela função ecológica), taxonômica (representante genético) e estrutural (baseada na abundância das espécies) (Lyashevskaya & Farnsworth 2012). Por outro lado, os componentes bióticos relacionados à magnitude e à variabilidade das alterações na biodiversidade podem ser distribuídos entre quatro fatores principais: **a)** a composição; **b)** a abundância; **c)** as características funcionais; e **d)** as interações bióticas entre as espécies (Naeem & Wright 2003).

Contudo, até o fim da década de 90, grande parte da pesquisa em biodiversidade se concentrava na diversidade taxonômica, representada por listas de espécies e pelo levantamento de sua riqueza, abundância e padrões espaciais e temporais da distribuição (Díaz & Cabido 2001, Andresen 2003, Naeem & Wright 2003). Desse modo, pouco se sabe ainda sobre como o número de espécies presentes em uma comunidade se relaciona às funções do ecossistema (Gerisch *et al.* 2012).

Apesar de representarem a relação entre a flutuação na abundância de espécimes e as mudanças no ecossistema, bases exclusivamente taxonômicas possuem carência na demonstração da estrutura natural da comunidade (Larsen *et al.* 2005, Silva-Pereira & Santos 2006). A habilidade de tais métricas em refletir os efeitos antrópicos não está clara e sua aplicação condiciona questões como: **a)** dificuldades de classificação dos indivíduos ao nível de espécies; **b)** comparações inadequadas dentre locais; **c)** relações incoerentes aos distúrbios, uma vez que a relação entre diversidade e distúrbio permanece controversa; **d)** inabilidade de discernir entre distúrbios naturais ou antrópicos, e; **e)** pouca informação fornecida sobre o funcionamento do ecossistema (Veríssimo *et al.* 2012).

Tal lacuna decorre do fato de assumir-se um peso igual para todas as espécies na comunidade, independentemente de suas características, requerimentos e/ou funções (Podgaiski *et al.* 2011, Gerisch *et al.* 2012). Estudos determinados apenas sobre uma única

espécie, ou grupos de espécies, podem não evidenciar as mudanças drásticas na composição da comunidade ou nos processos ecológicos (Andresen 2003), de modo que importantes aspectos funcionais, afetados independentemente ou em adição à riqueza de espécies, não têm sido observados, podendo levar a conclusões errôneas (Naeem & Wright 2003).

Desse modo, a diversidade biológica pode ser mais bem representada pelas particularidades interespecíficas na eficiência e uso de recursos, que resultam em distinções na distribuição de espécies (Barbault 1995). Um táxon ou um conjunto de poucos táxons que desempenham determinada função ambiental podem apresentar uma influência desproporcional nos processos, sendo mais importante do que qualquer medida cumulativa de diversidade (Cardinale *et al.* 2000, Flynn *et al.* 2011). Tal relação ocorre, por exemplo, em espécies de competidores dominantes, espécies-chave ou com características biológicas exclusivas, as quais não podem ser diferenciadas pelo agrupamento taxonômico tradicional (Cardinale *et al.* 2000).

Observa-se que a diversidade funcional parece ser mais relevante em muitos estudos em que ela é examinada simultaneamente à diversidade taxonômica (Naeem & Wright 2003), havendo um grande consenso de que a diversidade funcional pode determinar amplamente o funcionamento do ecossistema (Díaz & Cabido 2001). Desse modo, as pesquisas que possuem foco exclusivo no número de espécies, ou nas espécies por si, não compreendem o melhor caminho para se esclarecer questões referentes à biodiversidade, sendo mais pertinente explicar-se sobre os motivos da ocorrência, variação ou persistência da biodiversidade local (Barbault 1995, Purvis & Hector 2000).

Complementarmente, há dois argumentos principais para que as pesquisas centradas no caráter taxonômico possuam uma associação às análises funcionais (Cardinale *et al.* 2000, Bruno & Olivier 2007): **a)** as classificações de habitat centradas em espécies não podem ser prontamente utilizadas para outras regiões que possuam um conjunto de espécies distinto, por outro lado, uma classificação funcional baseada nos atributos de história de vida possibilitam a comparação de resultados entre continentes; e **b)** um objetivo comum para as práticas de manejo é promover condutas de conservação, como grupos funcionais são compostos por espécies que apresentam atributos biológicos similares, espera-se que a resposta ao manejo também seja similar entre as espécies (Bruno & Olivier 2007).

Desse modo, métodos dinâmicos e integrativos de pesquisa podem parecer mais eficientes por possibilitarem a percepção das interações ecológicas por meio dos mecanismos biológicos básicos (Barbault 1995). Em uma pesquisa bibliográfica sobre a relação entre a riqueza de espécies e o funcionamento do ecossistema, realizada pelo *Current Contents*

(*Institute for Scientific Information Inc.*), *Biosis* (*Biological Abstracts Inc.*) e *Bio85* (*Biological Abstracts Inc.*), encontrou-se que o conjunto de citações combinando as expressões “*biodiversity*” e “*ecosystem function*” foi nulo de 1985 a 1990, correspondeu a 18 citações entre os 1991 e 1994; e 76 entre 1995 e 1998 (Schwartz *et al.* 2000).

Apesar do número crescente de trabalhos, esse debate tem resultado em poucas generalizações (Cardinale *et al.* 2000), permanecendo como crucial a necessidade das descrições e documentações taxonômicas como bases para as pesquisas (Barbault 1995, Cardinale *et al.* 2000). Além disso, em muitos contextos, a dicotomia entre diversidade ou composição funcional das espécies pode ser errônea por não ter sido evidenciada uma relação única e generalizável entre a diversidade de espécies e as taxas dos processos ecológicos (Cardinale *et al.* 2000, Bruno & Olivier 2007).

Portanto, para o esclarecimento das relações entre o componente biótico e os mecanismos do ecossistema, parece ser mais promissora a adoção de estudos funcionais em perspectiva associativa, ao invés de substitutiva às classificações taxonômicas ou a parâmetros tradicionais da ecologia (Díaz & Cabido 2001). Desse modo, essa etapa do estudo compreende uma avaliação da estruturação das assembleias de Apidae quando avaliadas pelo seu componente taxonômico e funcional.

Até esse momento, os padrões apontados compreenderam a ênfase em características comuns ou peculiaridades dentre os cinco levantamentos faunísticos considerando o seu componente funcional. Contudo, nessa fase, buscou-se uma avaliação de como a estrutura faunística e funcional das diferentes assembleias possibilitam a interpretação de relações de proximidade dentre os momentos e áreas de estudo, além da influência dos focos taxonômico e funcional na observação de padrões de organização decorrentes.

9.1. HIPÓTESES SOBRE AS RELAÇÕES DENTRE AS ASSEMBLEIAS

Dentre a ampla gama de variáveis ambientais que poderiam ser consideradas, os levantamentos faunísticos estudados podem ser observados sob dois focos principais: a) diferentes intensidades de influência antrópica caracterizada pela redução do habitat natural, e b) a influência das condições climáticas e regionais na composição taxonômica e funcional.

Sob essas duas perspectivas, esperou-se que a composição taxonômica e funcional dos levantamentos pudesse refletir relações de similaridade e divergência dentre os levantamentos faunísticos. Estabelecendo-se as hipóteses:

H0 – a associação dentre os conjuntos de levantamentos, derivada de suas respectivas composições funcionais ou taxonômica, é independente das relações esperadas de conservação dentre as áreas ou de uma proximidade temporal;

HA – a composição taxonômica e/ou funcional reflete-se na organização dos levantamentos, indicando similaridades quanto ao grau de conservação esperado, condições climáticas ou regionais.

9.2. MEIOS DE AVALIAÇÃO

Os parâmetros utilizados compreenderam os valores de abundância e biomassa acumuladas dentre os gêneros e estados de atributos, sendo realizadas análises de agrupamento pelo método de *Cluster* (por ligação média dentre grupos, *average linkage within groups*, o peso seco dos gêneros também foi considerado), uma correlação entre a matriz de distância original e a matriz de distância gerada a partir do dendograma (matriz cofenética) para avaliar a representação dos grupos formados, Análise de Coordenadas Principais (PCoA) e Análise de Correspondência sem tendência (DCA) com seus componentes avaliados pelo método de *Broken-Stick*.

Além disso, baseando-se nas premissas de padrões esperados pelos diferentes graus de conservação, localização e relações temporais, os parâmetros taxonômico e de composição funcional foram confrontados com variáveis ambientais através de Análise de Correspondência Canônica, CCA (submetidas ao teste de Monte Carlo). As variáveis ambientais compreenderam o número de espécies e de famílias de plantas nas quais foram coletadas as abelhas nos distintos levantamentos (avaliação indireta do grau de conservação), temperatura média anual e média anual de chuva (parâmetros ambientais diretos), latitude, longitude e altitude (posição). Os valores de cada variável foram derivados dos próprios estudos de origem (Sakagami *et al.* 1967, Bortoli & Laroca 1990, Gonçalves & Melo 2005, Gonçalves *et al.* 2009, Martins *et al.* 2013). Além disso, foi conduzida uma análise de agrupamento *Cluster* (*average linkage within groups*, ligação média dentre os grupos) para observar a relação dentre os estudos, condicionada por suas variáveis ambientais.

Para a avaliação das relações determinadas pela composição funcional, foram considerados os estados dos atributos de amplitude da dieta, socialidade/cleptoparasitismo, requisitos especiais para nidificação e hábito de nidificação. O peso seco não foi considerado pois a biomassa acumulada já compreendia uma das variáveis. De mesmo modo, os atributos

referentes à fenologia/distribuição não foram utilizados por sua alta correlação entre si ou aos demais atributos.

Os dados referentes à composição taxonômica e funcional foram transformados por “ $\ln(n+1)$ ”, utilizando-se os métodos de *Bray-Curtis* para o estabelecimentos das matrizes de distância para abundância e biomassa, a Distância Euclidiana para os dados de peso seco, e o método de *Jaccard* para os dados de presença ou ausência (binários). As variáveis ambientais foram padronizadas à média 1 e desvio padrão 0, sendo sua matriz de distância dada pela Distância Euclidiana. Para todas as análises, utilizou-se o pacote *Vegan* versão 2.0-2 (Oksanen *et al.* 2013) do programa *R* (3.0.2 - © 2013).

9.3. AS RELAÇÕES OBSERVADAS DENTRE OS LEVANTAMENTOS

As análises de *Cluster* indicaram agrupamentos similares definidos pelas distintas variáveis, sendo que as correlações entre as matrizes de distância originais e as respectivas matrizes cofenéticas indicaram boas representações dos grupos para todas as análises. O componente taxonômico proporcionou a formação de três dendogramas de topologia semelhante (abundância, $r = 0,87$; biomassa, $r = 0,93$; e peso seco, $r = 0,93$; $p < 0,001$). Contudo, duas topologias foram encontradas pelo estudo da composição funcional perante a abundância e perante a biomassa (abundância, $r = 0,98$; biomassa, $r = 1$; $p < 0,001$), sendo essas duas representações estáveis após a exclusão do hábito de coleta de perfumes (abundância, $r = 0,98$; biomassa, $r = 0,88$; $p < 0,001$) (figura 8).

A composição taxonômica determinou a formação de dois grupos: um composto pelos levantamentos realizados no Parque Estadual de Vila Velha, e o outro, pelos estudos conduzidos nas áreas de entorno do Aeroporto. Nesse último grupo, ao se considera a abundância e biomassa, tem-se um subgrupo que reúne os dois levantamentos com maior grau de conservação, A1 e A2. Contudo, pelo peso seco dos gêneros, A2 tem maior relação a A3.

Quanto à composição funcional, a análise de agrupamento reuniu em um grupo ambos os levantamentos referentes ao Parque de Vila Velha, tendo A3 mais próximo, seguidos por A2 e A1 em posição mais afastada. Em relação à biomassa acumulada, observou-se um grupo constituído pelos dois levantamentos do Parque Estadual de Vila Velha, outro pelos dois primeiros levantamentos conduzidos no entorno do aeroporto, e A3 separado dos demais.

Relações similares foram observadas pelas análises de ordenação. O método de *Broken-Stick* condicionou o aproveitamento de distintos eixos das PCoA's, sendo que os

levantamentos conduzidos no Parque Estadual de Vila Velha permaneceram com maior proximidade quando comparados aos conduzidos no entorno do Aeroporto Afonso Pena quando avaliados por sua composição taxonômica. Entretanto, quanto à composição funcional, A1 foi amplamente destacado dos demais ao se considerar os valores de abundância; enquanto A3 torna-se isolado ao se considerar a biomassa acumulada (figura 9).

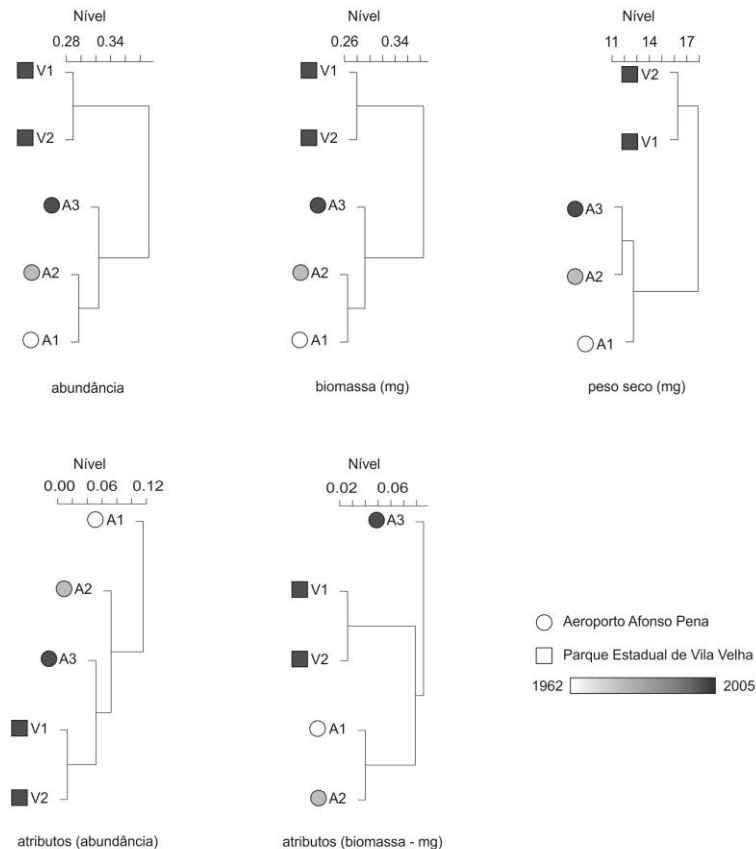


Figura 8: Dendogramas resultantes das Análises de *Cluster* (ligação média dentre grupos), resumindo as relações entre os levantamentos considerados, tendo-se em consideração os valores de abundância (*Bray-Curtis*), biomassa (*Bray-Curtis*) e peso seco (distância Euclidiana) para os respectivos gêneros (os três agrupamentos superiores, respectivamente) ou distribuição dos atributos (os dois agrupamentos inferiores). Os símbolos indicam a localidade, e a variação tonal indica o momento na escala temporal em que foram conduzidos os estudos.

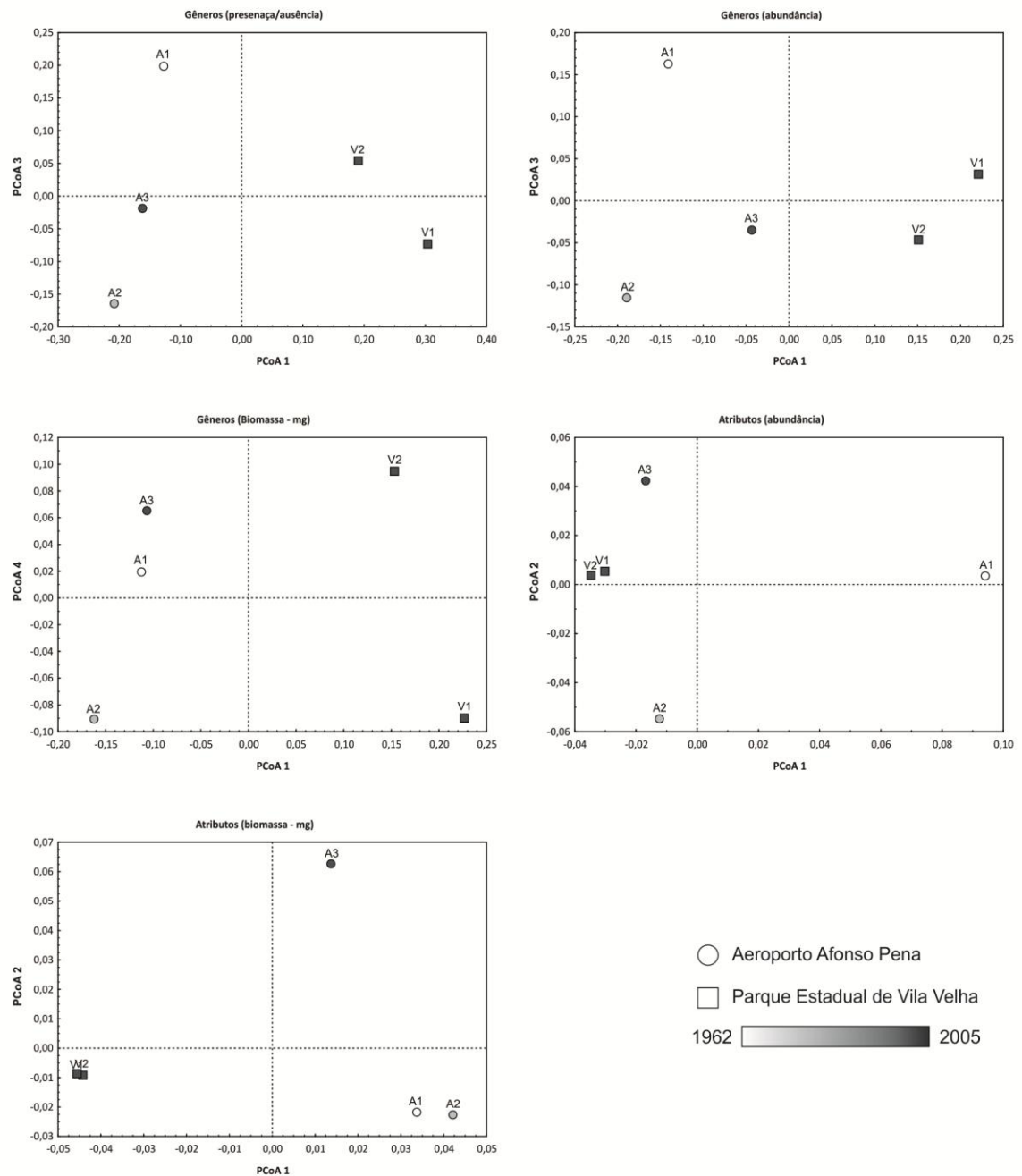


Figura 9: Diagramas decorrentes das Análises de Coordenadas Principais demonstrando as relações entre os levantamentos condicionadas pelos componentes taxonômico (três superiores) pela presença ou ausência dos gêneros (64% das relações explicadas pelos primeiro e terceiro eixos), por seus valores de abundância (66% das relações no primeiro e terceiro eixos) ou biomassa (64% para o primeiro e quarto eixos); assim como para o componente funcional (2 inferiores), pela abundância acumulada dos gêneros dentre os estados de atributos (91% para o primeiro e segundo eixos) ou pela biomassa acumulada (90% para o primeiro e segundo eixos).

Para todas as DCA's, o primeiro e segundo eixos tornaram valores de explicação inferiores a 35%, sendo os diagramas apresentados para fins de observação da distribuição dos gêneros (figura 10) e dos estados de atributos (figura 11) dentre os levantamentos. A disposição dos levantamentos é usualmente semelhante ao apresentado pelas demais análises, A2 apresenta consistência em seu posicionamento tanto pela abundância quanto pela biomassa, distanciando-se amplamente dos demais estudos e mantendo-se à esquerda do primeiro eixo, conjuntamente a A1 e A3.

Há maior dispersão entre os gêneros nos quadrantes abrangidos por A1, A2 e A3. Dentre esses, encontram-se *Parapsaenythia*, *Gaesischia*, *Ceratina*, *Perditomorpha*, *Acamptopoeum*, *Isepeolus*, *Oragapostemon*, *Ptiloglossa*, *Trophocleptria*, *Augochlorella* e *Tetraglossula*; sendo que *Isepeolus*, *Oragapostemon*, *Ptiloglossa* e *Trophocleptria* parecem estar mais relacionados a A1. Enquanto gêneros como *Anthodiocetes*, *Ctenioschelus*, *Dicranthidium*, *Eufriesea*, *Hypanthidioides*, *Lophopedia*, *Mesonychium*, *Moureanthidium*, *Saranthidium*, *Tetrapedia* e *Xanthopedia* parecem estar mais associados a V1 e V2 (figura 10).

Quanto à composição funcional, hábitos como a dieta polilética, a construção de ninhos em solo, a coleta de óleos e de perfumes, a parassocialidade, o hábito solitário e o cleptoparasita, parecem estar mais relacionados aos levantamentos conduzidos no Parque Estadual de Vila Velha. Por outro lado, o hábito solitário ou o de coleta de folhas parecem estar mais relacionados a A1 e A3. A2 tem seu posicionamento inconstante no primeiro eixo ao se considerar a abundância ou a biomassa, assim como os atributos do hábito generalista, a coleta de resinas e a eussocialidade.

De acordo com as Análises de Correspondência Canônica, algumas das variáveis ambientais foram colineares, não sendo aproveitadas, entretanto as demais (apresentadas na Tabela 05) explicam aproximadamente 84% da distribuição dos gêneros por sua abundância (teste de Monte Carlo, $p = 0,01$; com o primeiro componente, CCA 1, explicando 43% das relações; e o segundo componente, CCA 2, explicando 23%), 83% pela biomassa acumulada dentre os gêneros ($p = 0,11$, CCA 1 – 42%, CCA 2 – 25%), 94% da distribuição da abundância dentre os estados de atributos ($p = 0,14$, CCA 1 – 55%, CCA 2 – 38%) e 93% das relações dentre os estados de atributos pelos seus respectivos valores de biomassa acumulada ($p = 0,21$, CCA 1 = 89%, CCA 2 = 9%), revelando, em geral, padrões de similaridade semelhantes aos já descritos.

Os primeiros eixos das CCA's indicaram a maior proximidade dentre os levantamentos conduzidos no Aeroporto Afonso Pena, contrapostos aos conduzidos no

Parque Estadual de Vila Velha. A1 e A2 usualmente apresentaram maior similaridade, enquanto A3, V1 e V2 são mais divergentes (figura 12). O vetor referente à média anual de chuva permaneceu oposto aos referentes ao número de espécies de plantas e à temperatura média anual comparada. Esses últimos apresentaram grande semelhança quanto à sua direção, permanecendo associados aos valores positivos dos primeiros componentes das CCA's, tal qual V1 e V2 para todas as análises, e A2 para a biomassa acumulada dentre os estados de atributos. O vetor da média anual de chuva permaneceu associado aos valores positivos dos primeiro e segundo eixos das CCA's, estando disposto nos quadrantes ocupados por A1 e A3 em todas as análises, e para A2 ao se considerar a composição taxonômica.

Gêneros como *Eufriesea*, *Ctenioschelus*, *Mesonychium*, *Lophopedia*, *Xanthopedia*, *Tetrapedia*, *Anthodioctes*, *Dicranthidium*, *Hypanthidioides*, *Moureanthidium*, *Saranthidium*, *Ancyloscelis*, *Arhysoceble*, *Scaptotrigona*, *Epicharis*, *Osirinus*, *Ptilothrix*, *Oxaea*, *Ananthidium*, *Parepeolus*, *Centris*, *Agapostemon*, *Anthidium*, *Eulaema*, *Caenonomada*, *Nomiocolletes*, *Cephalurgus*, *Paratetrapedia* e *Tetragonisca* aparentam estar mais associados a V1 e V2. Por outro lado, *Acamptopoeum*, *Anthrenoides*, *Parapsaenythia*, *Gaesischia*, *Melissoptila*, *Thygater*, *Isepeolus*, *Melipona*, *Trophocleptria*, *Lanthanomelissa*, *Ceratina*, *Ptiloglossa*, *Belopria*, *Perditomorpha*, *Tetraglossula*, *Augochlora*, *Augochlorella*, *Augochloropsis*, *Pseudaugochlora*, *Temnosoma*, *Caenohalictus*, *Dialictus*, *Oragapostemon*, *Pseudagapostemon* e *Megachile*, tendem a estar mais associados a A1, A2 e A3.

Para os estados de atributos, os hábitos de coleta de óleos e de coleta de perfumes apresentaram tendência de associação aos levantamentos V1 e V2, enquanto a coleta de folhas e o hábito cleptoparasita tenderam a uma maior associação a A1 e A3. A2 se distanciou amplamente dos demais levantamentos, alternando-se novamente entre os valores positivos e negativos do primeiro componente ao se considerar a abundância acumulada dentre os estados de atributos ou a biomassa.

Tabela 06. Variáveis ambientais consideradas nas CCA's. SSP – riqueza de espécies de plantas, FMP – número de famílias de plantas, TEMP – temperatura média anual (°C), CH – média anual de chuva (mm³), ALT – altitude em relação ao nível do mar (m), LAT – latitude (UTM), LONG – longitude (UTM).

	SPP	FMP*	TEMP	CH	ALT*	LAT*	LONG*
A1	67	20	15.97	3.77	906	7175379	683581
A2	83	27	17.31	2.73	906	7175379	683581
A3	95	29	17.30	3.60	906	7175379	683581
V1	113	38	20.94	2.88	1010	7207235	601409
V2	93	29	20.13	2.16	905	7208378	600774

*variáveis indicadas como colineares, não sendo utilizadas nas análises.

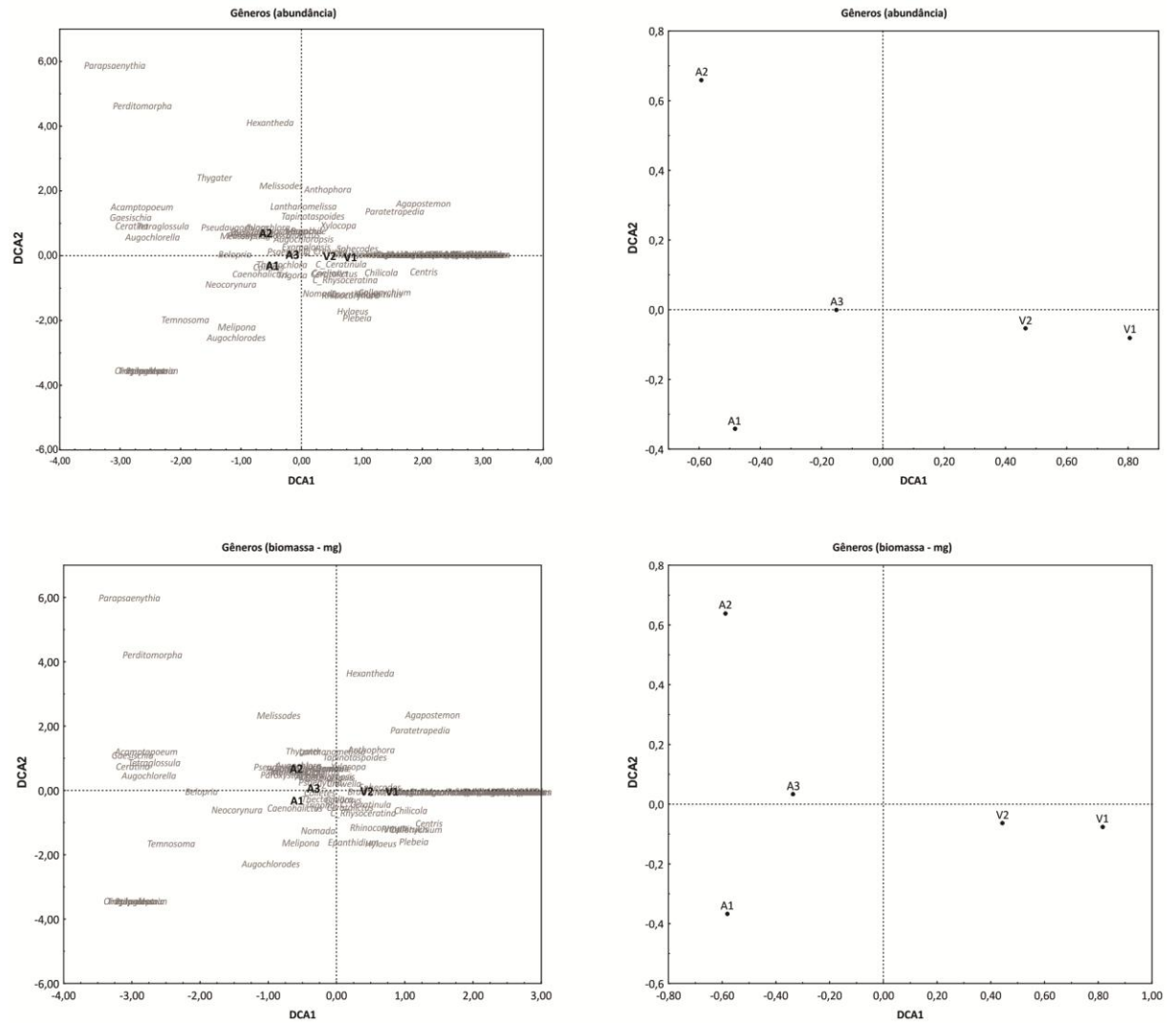


Figura 10: Pares de diagramas decorrentes das Análises de Correspondência sem tendência (esquerda – todas as variáveis, direita – ênfase nos locais de coleta) para a composição taxonômica por sua abundância (superior) e biomassa (inferior).

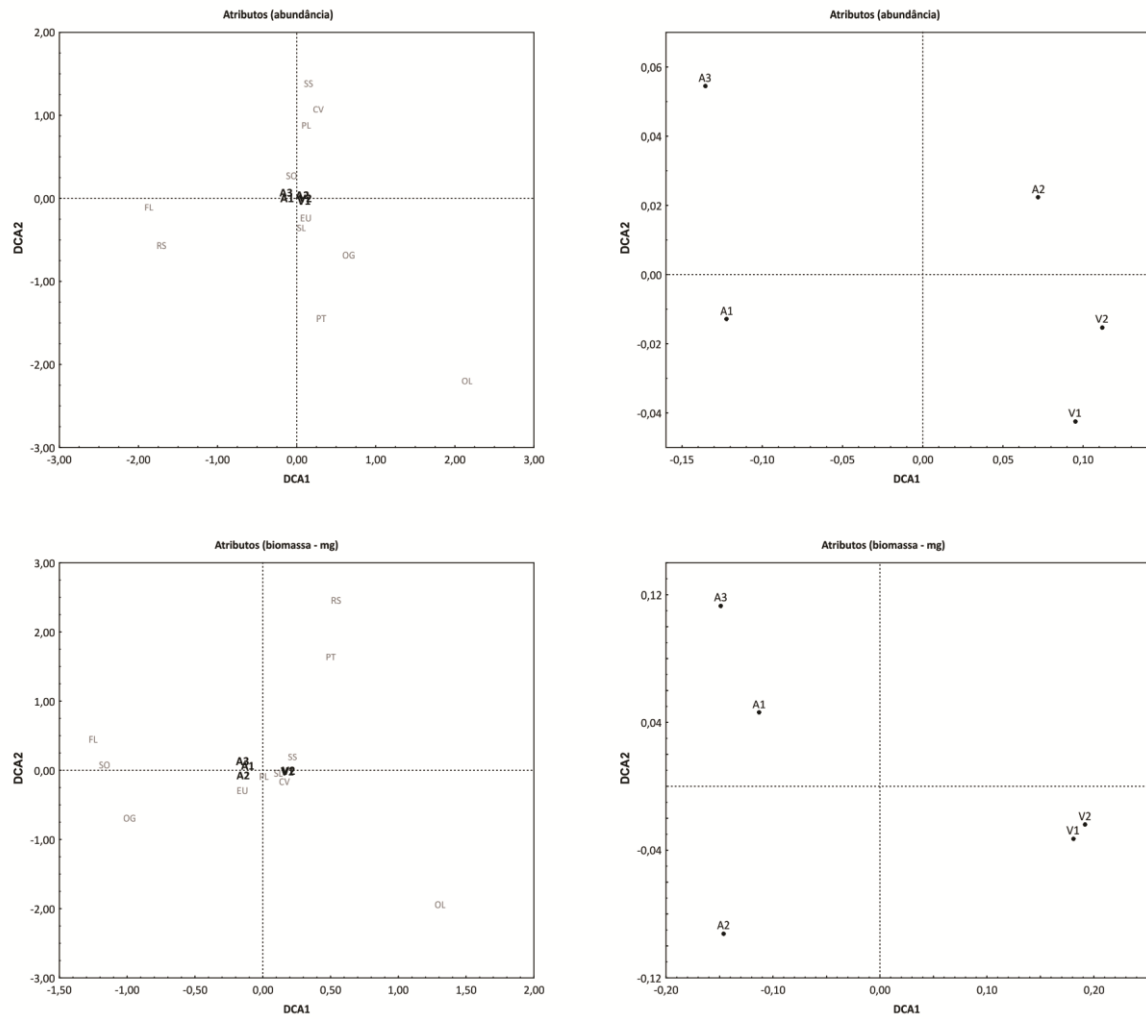


Figura 11: Pares de diagramas decorrentes das Análises de Correspondência sem tendência pelos estados de atributos pela abundância acumulada (superior) e pela biomassa acumulada (inferior). PL – polilética, OG – oligolética, SO – solo, CV – cavidade, OL – óleo, RS – resina, FL – folha, PT – parasita, EU – eussocial, SS – parassocial, SL – solitárias. O estado de atributo de “perfume” foi omitido para uma melhor visualização do conjunto, estando sempre no quadrante positivo do segundo eixo.

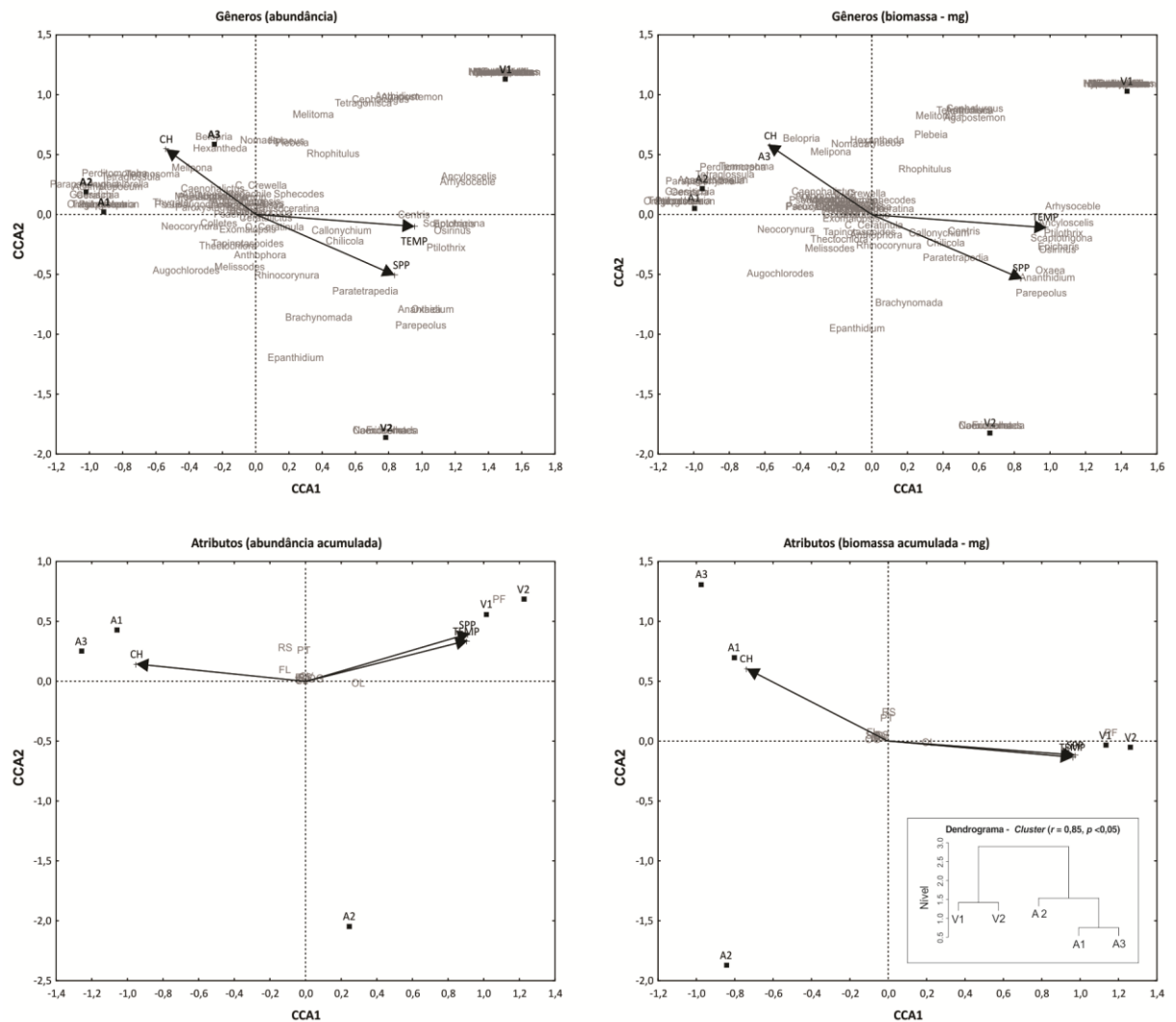


Figura 12: Representação no espaço dos eixos canônicos da relação à abundância e biomassa dos gêneros (primeiro e segundo diagramas superiores, respectivamente) e à abundância e biomassa acumuladas dentre os estados de atributos (primeiro e segundo inferiores, respectivamente). Apresenta-se também, um quadro interno demonstrando o dendrograma obtido pela Análise de *Cluster* para a matriz de distância dentre as variáveis ambientais pelos levantamentos. CH –média anual de chuva, SPP – número de espécies de plantas, TEMP – temperatura média anual, PL – polilética, OG – oligolética, SO – solo, CV – cavidade, OL – óleo, RS – resina, FL – folha, PF – perfume, PT- parasita, EU – eussocial, SS – parassocial, SL – solitárias.

9.4. PERSPECTIVAS COMPLEMENTARES PELOS COMPONENTES TAXONÔMICO E FUNCIONAL

Estudos sobre a fragmentação de ambientes têm focado nos efeitos diretos de primeira ordem, como a indução de mudanças na abundância e diversidade, não abrangendo as consequências funcionais dessa alteração (Andresen 2003). Entretanto, do ponto de vista ecológico, a biodiversidade ultrapassa os conceitos de diversidade e riqueza de espécies, sendo necessária a ênfase ao nível de sistemas (metapopulações, comunidade, ecossistema, paisagem), com o componente funcional compreendendo um importante vetor de esclarecimentos (Barbault 1995, Veríssimo *et al.* 2012).

Nesse trabalho, as análises de agrupamento e ordenação indicaram padrões semelhantes e os componentes taxonômico e funcional apresentaram visões complementares sobre as relações dentre os levantamentos. Ao se avaliar a composição taxonômica, seja pelos valores de abundância, biomassa ou peso seco, há predominantemente a separação dos levantamentos conduzidos em Vila Velha dos levantamentos conduzidos no entorno do Aeroporto Afonso Pena, o que seria esperado ao se considerar a relação entre os mesmos locais de coleta. Contudo, o componente funcional indicou a tendências de A2 ter maior proximidade aos levantamentos conduzidos em Vila Velha, principalmente pela consideração da biomassa acumulada, de modo que esse conjunto de variáveis permanece como um componente que pode indicar variabilidade.

Além da disposição dos levantamentos, repetiu-se a indicação de muitos dos gêneros já associados a cada grupo de estudos. Dentre esses gêneros, alguns apresentaram os atributos que demonstraram tendência confluyente, sendo os mesmos, *Centris*, *Tetrapedia*, *Paratetrapedia*, *Lophopedia*, *Arysocheble*, *Xanthopedia*, *Epicharis* e *Caenonomoda* como coletores de óleos associados a V1 e V2, além de *Eufriesea* e *Eulaema*, os únicos gêneros amostrados que apresentam o hábito de coleta de perfume e que foram exclusivos de V1 e V2; enquanto *Megachile*, coletor de folhas, e *Iseopeolus* e *Trophocleptria* e *Temnosoma*, cleptoparasitas, associaram-se a A1 e A3.

As variáveis ambientais tinham o intuito de verificar como os espaços funcional e taxonômico estavam relacionadas à perda do habitat natural, às condições de mudanças climáticas ou à localização dos estudos. Contudo, algumas das variáveis ambientais apresentaram colinearidade, de modo que o componente de localização não foi avaliado, a variação climática foi considerada através da temperatura e chuva anuais médias, e o número de espécies de plantas foi correspondido a uma medida do grau de conservação dos locais ou

momentos de coleta (compreendendo a uma medida da disponibilidade de recursos no ambiente). Esse conjunto de variáveis indicou a maior associação entre V1 e V2, enquanto A1, o primeiro estudo conduzido no entorno do Aeroporto, apresentou maior proximidade a A3, sendo A2 o de menor similaridade.

A temperatura média anual e o número de espécies de plantas visitadas tiveram seus vetores amplamente associados a V1 e V2, estudos com maior riqueza de gêneros e em melhor estado de conservação (e a V2, ao se avaliar a distribuição da biomassa dentre os estados de atributos). Por outro lado, o componente referente à média de chuvas anuais associou-se a A1 e A3.

A associação da maior riqueza de plantas, da maior temperatura média anual e do menor volume anual de chuvas aos estudos conduzidos em Vila Velha são coerentes com as evidências apontadas na literatura. No primeiro grupo de estudos, mudanças em longo prazo incluíram o aumento no número de plantas visitadas pelos polinizadores, como consequência do aumento do número de espécies de plantas exóticas e ruderais (Martins *et al.* 2013). Além disso, relata-se a correlação positiva entre o número de espécies de abelhas e o número de espécies de plantas utilizadas por elas em áreas restritas de vários biomas brasileiros. Como exemplo, espécies de Centridini e Tetrapediini são associadas à abundância e diversidade de Malpighiaceae, uma vez que essas abelhas necessitam do óleo produzido pelas flores de espécies dessa família de plantas (Silveira *et al.* 2002).

Além disso, é conhecida a influência de variáveis meteorológicas, como temperatura e pluviosidade, sobre a atividade de voo das abelhas, o que influenciaria a possibilidade de serem coletadas. As abelhas não iniciam sua atividade de voo antes que a temperatura atinja um valor mínimo, de modo que a atividade intensifica-se com o aumento da temperatura até a um nível ótimo. Por outro lado, a ocorrência de chuvas provoca a interrupção das atividades das abelhas, além disso, chuvas fortes podem ter efeitos desastrosos sobre as populações de abelhas, destruindo, por exemplo, seus locais de nidificação (Silveira *et al.* 2002).

Em Martins *et al.* (2013) é explicitado o número de habitantes (população) e uma estimativa da área urbanizada no entorno do Aeroporto Afonso Pena, referente às épocas em que foram conduzidos os três estudos dessa área. Contudo, estas variáveis não foram utilizadas por esses valores serem desconhecidos ou não aplicáveis aos levantamentos conduzidos no Parque Estadual de Vila Velha. Desse modo, a exploração de medidas diretas de perda do habitat, como a área natural total remanescente em cada momento ou local, pode auxiliar diretamente na consideração das variações ambientais de interesse.

10. O SUPORTE DE ÍNDICES DE DIVERSIDADE FUNCIONAL

Os métodos tradicionais de medida de biodiversidade não são capazes de refletir plenamente as relações entre as flutuações ambientais, a ocorrência de espécies e os processos na comunidade, uma vez que tal dinamismo é também determinado pela composição funcional, e não apenas pelo componente filogenético da biota (Naeem & Wright 2003, Gerisch *et al.* 2012). Desse modo, torna-se necessária a observação de métricas que contemplem diretamente os componentes funcionais, considerando sua organização, suas propriedades estruturais e sua relação aos processos e serviços ecossistêmicos (Podgaiski *et al.* 2011).

O desenvolvimento de estratégias efetivas para a classificação, quantificação e manipulação da diversidade funcional é um importante passo para essa área de pesquisa, contudo, ainda não há um método único para a estimativa da diversidade funcional (Tilman 2001, Petchey & Gaston 2002, Naeem & Wright 2003, Petchey & Gaston 2006, Petchey & Gaston 2007). Como exemplo, em um estudo sobre besouros de solo amostrados em campos inundáveis ao longo do rio Elbe, na Alemanha, Gerisch *et al.* (2012) encontraram correlação entre a riqueza de espécies e a diversidade funcional dependente do índice de diversidade funcional utilizado.

As medidas que têm sido apresentadas diferem na informação que fornecem e na maneira pela qual quantificam a diversidade funcional, sendo usualmente representadas por índices baseados no conjunto de atributos dos organismos (Cianciaruso *et al.* 2009, Villéger *et al.* 2008). Apesar de acumularem-se índices de diversidade funcional, devem-se evitar grandes correlações entre estas medidas às de diversidade taxonômica, por isso ser pouco útil no desenvolvimento de práticas complementares de predição das respostas da comunidade às mudanças ambientais (Gitay & Noble 1997, De Bello 2012).

Contudo, há o consenso de que a diversidade funcional pode ser compreendida em diferentes componentes ligeiramente análogos à diversidade de espécies: riqueza, equidade, divergência e dispersão funcionais (Mason *et al.* 2005, Mason *et al.* 2007, Mason *et al.* 2008, Villéger *et al.* 2008, Gerisch *et al.* 2012, van der Linden *et al.* 2012). Tais índices são apresentados a seguir, conjuntamente a outras métricas para a estimativa da diversidade funcional com a consideração simultânea de diferentes atributos. A UTO mencionada corresponde às espécies, como comumente apresentado na literatura, contudo, a mesma pode compreender demais níveis taxonômicos ou agrupamentos artificiais de organismos:

- Riqueza funcional (*functional richness, FRic*): espaço funcional total ocupado pela comunidade ou a mensuração do nicho espacial ocupado pelas espécies em uma comunidade (Mason *et al.* 2005, Mason *et al.* 2008, Villéger *et al.* 2008). A riqueza funcional compreende o volume total ocupado pela comunidade dado pela distribuição de seus atributos funcionais (detalhes em Villéger *et al.* 2008). Os valores retornados não possuem limite superior, uma vez que o índice quantifica o volume absoluto preenchido, o qual depende parcialmente do número e dos valores dos atributos, entretanto, os valores podem ser padronizados entre 0 e 1 pelo volume ocupado por todas as espécies consideradas dentre as comunidades no estudo em particular (Villéger *et al.* 2008, Laliberté & Legendre 2010).
- Equidade funcional (*functional evenness, FEve*): Representa o quanto as espécies (ou a distribuição de sua abundância) estão dispersas no espaço do nicho em uma comunidade (Mason *et al.* 2005, Mason *et al.* 2008). A métrica quantifica a regularidade com a qual o espaço funcional é preenchido pelas espécies, ponderado por sua abundância, retornando valores contidos entre 0 e 1. *FEve* decai à medida que a abundância é distribuída de modo mais irregular dentre as espécies, ou quando a variância dentre as espécies é pouco homogênea (Villéger *et al.* 2008). Esse índice pode ser calculado por um método descrito em Villéger *et al.* (2008), sendo necessárias ao menos três espécies para a sua realização (Villéger *et al.* 2008, Laliberté & Legendre 2010).
- Divergência funcional (*functional divergence, FDiv*): Dissimilaridade funcional dentre as espécies de uma comunidade, ponderada pela abundância das mesmas (Mason *et al.* 2005, Mason *et al.* 2008). Reporta como a abundância se distribui dentre o volume do espaço de atributos funcionais, retornando valores entre 0 e 1 (Villéger *et al.* 2008). O índice é fundamentado na distância ocupada por cada espécie ao centro de espaço gravitacional de sua comunidade (detalhado em Mason *et al.* 2005 e Villéger *et al.* 2008).
- Dispersão funcional (*functional dispersion, FDis*, Laliberté & Legendre 2010): Estima a dispersão das espécies no espaço funcional, ponderando suas abundâncias relativas. Corresponde à distância média no espaço multidimensional de atributos das espécies ao centroide de todas as espécies, podendo ser ponderada pela abundância. Esse índice não possui limite superior, podendo ser expresso em comunidades com pelo menos duas espécies e ser calculado a partir de qualquer matriz de distância ou dissimilaridade. Ele abrange qualquer tipo de atributos (numéricos, categóricos, binários, etc.), não sendo fortemente influenciado por *outliers* (Laliberté & Legendre 2010) e não é influenciado pela riqueza das espécies.

- Entropia Quadrática de Rao (Q , Botta-Dukát 2005): Expressa, sobretudo, a dissimilaridade funcional entre pares de indivíduos tomados ao acaso ao incorporar as medidas das diferenças entre pares aleatórios de espécies, com realocação. Baseada na entropia quadrática de Rao, considera a variação dada pela abundância relativa das espécies. Uma característica interessante dessa métrica é a possibilidade de decréscimo na diversidade funcional em resposta ao aumento na riqueza de espécies. Apesar de parecer contraintuitivo, a introdução de novas espécies na comunidade, apesar de elevar o número ou a abundância das espécies, pode conduzir também a uma redução em sua dissimilaridade (maior homogeneidade dentre as espécies). Desse modo, a diversidade funcional pode se elevar ou reduzir ao se considerar que esse índice é influenciado tanto pela abundância quanto pela diferença entre as espécies. Além disso, esse índice pode ser influenciado pela covariância e pela natureza da distribuição dos atributos, sendo tais características detalhadas em Botta-Dukát (2005).
- Composição Funcional ou Identidade Funcional (*CWM - community-level weighted means of trait values*): Representa a composição funcional como um vetor contendo tanto elementos quanto o número de estados de atributos em estudo (Laliberté & Legendre 2010).
- Riqueza de Grupos Funcionais (*FGR – functional group richness*): Estimada a partir de uma classificação prévia das espécies baseada em seus atributos funcionais, sendo útil para proposições descritivas (Laliberté & Legendre 2010).

Os índices de riqueza, equidade e divergência são independentes da unidade utilizada (a divergência e a equidade funcionais são obtidas pelos valores relativos de abundância, não possuindo, por tanto, unidades). A equidade e a divergência refletem a distribuição da abundância de espécies no espaço funcional, e desse modo, a contribuição de cada espécie é proporcional à sua abundância, enquanto a riqueza funcional é independente da abundância de espécies. Contudo, a riqueza funcional é o único índice que reflete a amplitude dos estados de atributos, sendo, influenciado pelo número de atributos considerado (Villéger *et al.* 2008).

O interesse em decompor a diversidade em componentes independentes é o de se obter uma avaliação mais detalhada dos mecanismos relacionando a biodiversidade aos processos ambientais (Villéger *et al.* 2008). Por sua conceituação, observa-se que esses parâmetros são independentes entre si, mas também complementares na representação das propriedades de uma comunidade, devendo ser considerados simultaneamente (Gerisch *et al.* 2012).

10.1. HIPÓTESES SOBRE AS CARACTERÍSTICAS EVIDENCIADAS PELOS ÍNDICES DE FD

Como diferentes características de uma comunidade podem ser representadas pelos distintos índices, espera-se que os mesmos representem aspectos dos respectivos levantamentos que possam estar relacionados aos graus de conservação ou pressão antrópica. Como exemplo, esperam-se maiores valores de riqueza e equidade funcionais para os ambientes com menor impacto de perda do habitat natural (V1, V2 e A1). Por outro lado, esperavam-se também valores mais elevados de divergência funcional nos levantamentos mais impactados, em contraposição à equidade.

10.2. OBTENÇÃO DOS PARÂMETROS DE DIVERSIDADE FUNCIONAL

Para uma avaliação das diferentes facetas da composição funcional dos levantamentos estudados, foram utilizados os três índices de Villéger *et al.* (2008): riqueza funcional (*FRic*), equidade funcional (*FEve*) e divergência funcional (*FDiv*). Foram também consideradas a dispersão funcional (*FDIs*) (Laliberté & Legendre 2010) e a diversidade funcional pela Entropia de Rao (*Q*) (Botta-Dukát 2005). A identidade funcional (*CWM*, Laliberté & Legendre 2010) não foi avaliada por se considerar que a mesma seria redundante aos valores de *mT*. Por outro lado, a riqueza de grupos funcionais (*FGR*) será estudada e detalhada posteriormente.

Os cálculos foram conduzidos com o auxílio do pacote *FD* versão 1.0-1 (Laliberté & Shipley 2011) no programa *R* (3.0.2 - © 2013), sendo que a metodologia conduzida para a obtenção dos índices apresenta-se detalhada em Laliberté & Legendre (2010). Para tal, deu-se a entrada de duas matrizes de dados: a) uma matriz de comunidade, apresentando os valores de abundância para todos os gêneros dentre os cinco levantamentos (gêneros como variáveis e levantamentos como casos); e b) uma matriz da composição funcional, apresentando a distribuição dos distintos atributos dentre os gêneros presentes em todos os levantamentos.

Um fator limitante para o estudo é que os atributos funcionais devem ser os mesmos dentre as comunidades sendo comparadas, havendo uma única matriz consensual de atributos (Villéger *et al.* 2008). Desse modo, baseando-se nas considerações já postulados sobre os distintos estados de atributos, foi realizada a seleção dos estados de peso seco, amplitude da

dieta, socialidade/cleptoparasitismo, requisitos especiais para nidificação e hábito de nidificação para a estimativa da diversidade funcional das assembleias de Apidae.

Os valores de abundância e peso seco permaneceram como variáveis contínuas, enquanto os atributos foram decompostos em variáveis binárias por estado de atributo. A matriz de distância dos atributos foi obtida pelo método “*gowdis*”, pela distância de Gower, sendo os estados de atributos ponderados (peso w_i) pelo total de eixos correspondentes a um atributo ($w_i = x_i/b_i$, onde x_i é o peso original 1 para um dado atributo e b_i é o número de variáveis binárias correspondentes aos estados deste atributo). Essa medida foi tomada para que determinado atributo não fosse superestimado na matriz de dados, de mesmo modo que o atributo de hábito cleptoparasita (o qual condiciona a correspondência 1 para esse hábito e 0 para os demais estados de todos os outros atributos) foi considerado como uma variável binária assimétrica (Laliberté & Legendre 2010, Laliberté & Shipley 2011).

Para a obtenção dos índices, o pacote utiliza eixos decorrentes de uma PCoA dada por uma matriz de distância derivada da matriz de atributos, e os eixos são selecionados e então utilizados para computar os índices de FD junto à matriz de comunidade. Desse modo, para avaliar se a variabilidade retornada pelo resumo do conjunto de dados não corresponderia a eventos não causais, foram construídos dois modelos nulos de correlação pelo teste de Mantel. No primeiro modelo avaliou-se a relação entre os estados de atributos e os eixos retornados e aproveitados pelo pacote FD, para verificar se os últimos seriam bons correspondentes aos valores originais, além do esperado por eventos aleatórios (Laliberté & Legendre 2010). No segundo modelo, verificou-se se a variabilidade representada pelas relações de similaridades e correlação entre os conjuntos de dados resumidos pelos eixos da PCoA corresponderiam ou não a eventos casuais.

No primeiro modelo, aproveitou-se a matriz de distância ponderada de atributos, a qual foi correlacionada a uma matriz de distância euclidiana obtida dentre os eixos da PCoA, tendo seus valores corrigidos pela raiz quadrada. No segundo modelo, os eixos selecionados pelo pacote FD foram separados em duas matrizes, uma com os eixos ímpares, e outra com os pares, das quais se construíram as matrizes de distância, sendo então construídas matrizes de similaridade pela distância Euclidiana, as quais também tiveram seus valores corrigidos pela raiz quadrada. A correção das distâncias pelos valores de raiz quadrada foram tomadas devido aos valores negativos, que podem acarretar valores de distância não reais no espaço euclidiano (Laliberté & Legendre 2010). Após esses procedimentos, os dois pares de matrizes de distância foram aleatorizados, correlacionados e avaliados pelo método de Mantel.

10.3. OS ÍNDICES FUNCIONAIS DETERMINADOS

A utilização dos eixos da PCoA como suporte para a análise de dados compreende uma rotina em outras métricas de estudos ecológicos (Villéger *et al.* 2008, Laliberté & Legendre 2010). Os cinco primeiros eixos da PCoA de FD foram aproveitados para a estimativa dos índices de diversidade funcional, sendo que os mesmos foram utilizados na verificação da casualidade dentre o conjunto de dados. Nessa avaliação, o teste de Mantel retornou um valor de correlação de $r = 0,87$ ($p < 0,001$) entre as matrizes de distância derivadas dos atributos e dos eixos decorrentes da PCoA de FD, de modo que os eixos foram considerados como bons representantes do conjunto de dados original. Além disso, um valor de correlação $r = 0,44$ ($p < 0,001$) foi encontrado no teste de Mantel dentre as matrizes de distância geradas pelos valores dos eixos pares e ímpares da PCoA de FD, sendo, portanto, considerado que as relações de variância dentre os gêneros determinadas pelos eixos compreendem eventos não esperados ao acaso.

A Tabela 06 apresenta os valores retornados por índices dentre os levantamentos. O resumo do conjunto de dados apresentou uma resposta de qualidade de 0,89 (*qual. FDric*, Laliberté & Shipley 2011). Os levantamentos conduzidos em Vila Velha apresentaram os maiores índices no geral, quanto contrapostos aos levantamentos conduzidos no entorno do Aeroporto Afonso Pena, principalmente para a riqueza e a equidade funcionais. V1 apresentou o maior valor de *FRic*, 133,05 (94% da riqueza conjunta de todos os estudos), com a redução para 64% em A1 (89,32), 30% em A2 (42,43) e 40% do total observado em A3 (56,53). A divergência funcional encontrada em A3 aproxima-se dos valores de V1 e V2 (média de 0,87), contudo, esses valores são, sobretudo, equivalentes, assim como a dispersão funcional. Os valores da entropia Rao são maiores em V1 e V2, do que os encontrados em A1, A2 e A3.

Tabela 07. Índices de diversidade retornados dentre os levantamentos: Riqueza funcional (*FRic*), equidade funcional (*FEve*), divergência funcional (*FDiv*), dispersão funcional (*FDis*) e a diversidade funcional pela Entropia de Rao (*Rao Q*).

	A1	A2	A3	V1	V2
<i>FRic</i> (ponderada)	0.6356	0.3019	0.4022	0.9467	0.8829
<i>FRic</i>	89.3222	42.4251	56.5314	133.0504	124.0884
<i>FEve</i>	0.3976	0.3827	0.3491	0.5156	0.5433
<i>FDiv</i>	0.7998	0.7949	0.8503	0.9025	0.8763
<i>FDis</i>	0.1931	0.1914	0.1813	0.2180	0.2096
<i>Rao Q</i>	0.0429	0.0431	0.0383	0.0548	0.0502

10.4. A DIVERSIDADE FUNCIONAL DA ASSEMBLEIA DE APIDAE

Além de compreender uma indicadora de funções ecossistêmicas (como a produtividade, a resiliência e a ciclagem de nutrientes), a diversidade funcional é uma referência dos processos ambientais que determinam a estrutura das comunidades, a exemplo dos filtros de competição, dos impactos de perturbação por mudanças climáticas, regimes de fogo ou geadas, ou ainda gradientes ambientais (Mason *et al.* 2005, Villéger *et al.* 2008). Desse modo, os índices encontrados podem compreender referências da resposta funcional das assembleias de Apidae aos distintos graus de conservação dos habitats avaliados.

Os índices considerados nesse estudo abrangem os critérios de serem destinados a um espaço multidimensional de atributos, considerarem a abundância das UTO's e representarem diferentes facetas da diversidade funcional (Botta-Dukát 2005, Villéger *et al.* 2008, Laliberté & Legendre 2010). Concomitantemente, Villéger *et al.* (2008) afirmam que um bom conjunto de índices de diversidade funcional deve considerar a biomassa das assembleias, uma vez que esse componente é um elo direto ao montante de energia e recursos assimilados dentre as espécies. Tal sugestão foi compreendida nesse estudo, que considerou a biomassa pela relação entre o peso seco e a abundância dos gêneros dentre os levantamentos.

Além disso, muitos dos mecanismos propostos para as relações entre a diversidade e o funcionamento do ecossistema são baseados nos padrões de distribuição das espécies no espaço funcional e pela complementaridade de nichos. Quando os índices de diversidade funcional medem diretamente os aspectos de distribuição das espécies dentre os nichos, eles compreendem ferramentas úteis na percepção destes mecanismos (Mason *et al.* 2005).

Os estudos conduzidos no Parque Estadual de Vila Velha apresentaram os maiores valores de riqueza funcional, observando-se uma redução dentre todo o período de realização dos estudos conduzidos no entorno do Aeroporto Afonso Pena. A riqueza funcional representa a reunião virtual de todo o nicho preenchido pelas espécies na comunidade, quando baixa, pode indicar uma limitação de recursos utilizados pela comunidade e, conseqüentemente, baixa produtividade, além de ser uma referência da perda de espécies (Mason *et al.* 2005).

Tais valores podem compreender um indício da resposta da assembleia de Apidae sob o impacto da redução de seu habitat natural. O Parque Estadual de Vila Velha abrange uma área de 3122,11 hectares resguardados como Unidade de Conservação de uso indireto, (Gonçalves & Melo 2005, Gonçalves *et al.* 2009). Em contraposição, o entorno do Aeroporto Afonso Pena compreende remanescentes de vegetação natural inseridos no perímetro urbano

do município de São José dos Pinhais, o qual possuía uma área antropizada correspondente a 5,5% na década de 1960, quando A1 foi realizado, alcançando os 56% no início dos anos 2000, quando A3 foi conduzido (Martins *et al.* 2013).

A influência da antropização pode também ser avaliada pelos demais componentes da diversidade funcional. A equidade funcional corresponde à similaridade de distribuição da comunidade (por sua abundância ou biomassa) dentre os nichos prováveis, de modo que uma maior equidade indica um uso mais efetivo do espaço de nicho disponível, enquanto uma menor equidade pode corresponder a uma queda na produtividade (Mason *et al.* 2005). Dentre os estudos, V1 e V2 apresentaram os maiores valores de equidade, aparentando haver uma gradual queda de A1 a A3.

Por outro lado, uma elevada divergência funcional indica um alto grau de diferenciação de nichos e baixa competição por recursos. Comunidades com elevada divergência funcional apresentam um uso eficiente de recursos e mais funções ambientais (Mason *et al.* 2005). Todas as assembleias consideradas apresentaram valores similares de divergência funcional. V1 e V2 tiveram seus índices próximos a 1 (0,9 e 0,87), enquanto A1 e A2 apresentaram igual valor (aproximadamente 0,8) e A3, valor intermediário entre os dois conjuntos (0,85). Devido à proximidade dos valores, pode-se esperar que todas as assembleias apresentem elevada diferenciação de nichos.

Os valores da entropia de Rao e da dispersão funcional também apresentaram essa característica de aparente similaridade dentre os levantamentos. A correlação entre os dois índices é esperada, uma vez que ambos têm o objetivo de estimar a dispersão das espécies no espaço funcional ponderada por suas abundâncias relativas (Laliberté & Legendre 2010). Esses índices podem indicar que todos os levantamentos apresentam dispersões semelhantes das espécies no espaço funcional, apesar da tendência de V1 e V2 apresentarem valores maiores de Q quando comparados aos demais.

Por outro lado, a riqueza, a equidade e a divergência funcionais são independentes entre si e demonstram diferentes características das comunidades. A riqueza funcional é independente da abundância das espécies, além de ser o único índice que reflete a grandeza dos valores dos atributos (Villéger *et al.* 2008). Além disso, como avaliado em comunidade aleatorizadas por Villéger *et al.* (2008) e por Laliberté & Legendre (2010), a riqueza funcional é fortemente correlacionada à riqueza de espécies por ser provável um maior volume do espaço funcional pela adição de espécies na comunidade.

Essa relação compreende o efeito da complementaridade de nichos, que prediz que uma maior diversidade condiciona uma maior faixa de características funcionais (Díaz &

Cabido 2001, Botta-Dukát 2005). Contudo, tal relação parece não ser linear e a complexidade dos efeitos combinados da riqueza e funcionalidade é de difícil representação empírica (Cardinale *et al.* 2000, Schwartz *et al.* 2000, Díaz & Cabido 2001, Dalerum *et al.* 2012).

Por outro lado, a divergência e a equidade funcional são independentes da riqueza de espécies, podendo ser comparadas dentre comunidades com riquezas diferentes. Sua independência à riqueza funcional também possibilita a sua avaliação em comunidades com valores distintos de *FRic*. Entretanto, esses índices são influenciados pela abundância por abrangerem as participações relativas das espécies, sendo que a adição de espécies pode reduzir a equidade e a divergência funcionais por considerarem a participação relativa. Além disso, esses índices não são aditivos, o que significa que a divergência e a equidade de duas comunidades não estão relacionadas pela média de ambas (Villéger *et al.* 2008).

Desse modo, observa-se que parte das tendências descritas podem ser influenciadas pelas variações na riqueza ou abundância dos gêneros dentre os levantamentos, além disso, não se utilizou um critério para se avaliar o quanto os valores obtidos para os distintos índices são semelhantes ou distintos. Estudos têm considerado os efeitos do número de características funcionais ou da redundância funcional e os efeitos da riqueza e composição de espécies na resiliência da diversidade funcional, mas ainda não têm sido analisados simultaneamente os efeitos combinados da riqueza de espécies, do número de atributos funcionais e de sua diversidade dentre as espécies (Dalerum *et al.* 2012).

Em um estudo de comunidades construídas por simulação a partir de dados empíricos, Lyashevskaya & Farnsworth (2012) não encontraram relações entre as medidas para as diversidades funcional e taxonômica, indicando que as correlações entre esses índices poderiam refletir a influência de fatores ambientais não abrangidos na simulação.

Essa influência poderia ser avaliada pela comparação dos valores observados de riqueza funcional aos valores esperados em comunidades aleatorizadas e de igual riqueza, buscando nesse conjunto as relações dependentes do número de atributos e suas correlações. Além disso, uma alternativa para se comparar os valores de diversidade funcional entre comunidades com diferentes riquezas e conjuntos regional de espécies também compreende a avaliação dos valores observados nas comunidades aos valores esperados sob aleatorização (Villéger *et al.* 2008). Algumas métricas são mencionadas em Mason *et al.* (2007) e Mason *et al.* (2008).

11. OS AGRUPAMENTOS FUNCIONAIS

Se os organismos podem ser taxonomicamente similares, é possível que haja indivíduos funcionalmente equivalentes ou redundantes (Naeem & Wright 2003). Características importantes em determinado processo ecológico podem ser compartilhadas dentre muitas espécies que formariam grupos que utilizam um recurso ou que se comportam de modo parecido sob um gradiente de circunstâncias (Gitay & Noble 1997, Naeem & Wright 2003, Bruno & Olivier 2007).

Os ecólogos têm identificado histórias de vida e atributos ecológicos que influenciam as respostas das espécies às mudanças na paisagem (Willians *et al.* 2010). Desse modo, a identificação de tipos funcionais baseada em características de fácil reconhecimento poderia ser uma poderosa ferramenta (Louaut *et al.* 2005). Há um longo histórico de tentativas de formulações de agrupamentos a partir de tais parâmetros, contudo, permanecem muitos obstáculos no desenvolvimento de métodos efetivos de classificação funcional (Gitay & Noble 1997, Petchey & Gaston 2002, Naeem & Wright 2003, Petchey & Gaston 2006, Petchey & Gaston 2007).

Desse modo, tornam-se necessários métodos de agrupamentos que representem os meios em que organismos influenciam a estrutura da comunidade e os elementos com os quais eles interagem (Purvis & Hector 2000, Andresen 2003). Como exemplo, a necessidade de se compreender melhor e prever os efeitos mútuos entre os distúrbios ambientais, funcionamento do ecossistema e a biodiversidade, tem aumentado o interesse em estudos de assembleias de plantas sob o foco funcional (Bruno & Olivier 2007).

Os tipos funcionais de plantas (PFT) são agrupamentos (não necessariamente relacionados à filogenia do grupo) que reúnem plantas similares em um conjunto de características e em suas associações a determinadas variáveis ambientais. Os PFT's seriam determinados por um grau de convergência entre os atributos que condicionam o desempenho na comunidade (Lavorel *et al.* 1997, Lavorel *et al.* 1999, Pillar & Sosinski 2003, Louaut *et al.* 2005, Santos *et al.* 2006 e Müller *et al.* 2007, Lavorel *et al.* 2008)

Variados métodos têm sido utilizados nos agrupamentos funcionais, com mais da metade dos estudos reunindo os organismos por sua forma de vida ou posição trófica (Naeem & Wright 2003). Apesar de haver pouco consenso sobre as muitas abordagens utilizadas, há considerável convergência em três maiores métodos de classificação funcional (Gitay & Noble 1997, Gitay *et al.* 1999, Naeem & Wright 2003): a) subjetivo, no qual os grupos são livremente determinados por suas interações bióticas ou nichos; b) dedutivo, no qual, *a priori*,

os autores deduzem os atributos assumidos por terem implicação direta no processo ecológico em estudo (Gitay & Noble 1997, Gitay *et al.* 1999, Müller *et al.* 2007); e c) definidos por dados, quando os grupos são determinados por modelos matemáticos ou métodos estatísticos que buscam segregações significativas dentre o conjunto de atributos (Gitay & Noble 1997, Gitay *et al.* 1999, Júnior & Pillar 2004, Müller *et al.* 2007).

Na definição de grupos funcionais por dados os grupos são usualmente mais precisos e preferíveis em relação aos demais métodos mencionados, podendo ser realizada por uma ampla faixa de métodos de classificação. Por assemelhar-se a um padrão taxonômico de agrupamento, esse método também pode possibilitar hierarquizações, a exemplo do uso de distâncias interespecíficas (Gitay & Noble 1997).

Para os estudos sobre a biodiversidade de abelhas, observa-se principalmente a formação de grupos funcionais unidimensionais (os quais consideram os atributos de modo isolado) pelo conhecimento *a priori* das relações entre as funções ambientais e os atributos funcionais, como é visto em estudos sobre redes de polinização, manejo agrícola e respostas ambientais (Moretti *et al.* 2009, Williams *et al.* 2010, Martins *et al.* 2013). Desse modo, a busca e caracterização de conjuntos de abelhas que possuem características comuns confrontadas à observação de diferentes condições ambientais compreendem uma importante avaliação para o conhecimento das relações entre as características desses organismos e os processos ecossistêmicos.

11.1. AS EXPECTATIVAS QUANTO AOS GRUPOS FUNCIONAIS

O estudo da relação dentre os gêneros, determinada pelo conjunto de seus atributos, visou à observação de conjuntos de organismos que apresentassem características comuns que pudessem ser contrapostas à distribuição desses grupos dentre os levantamentos. Desse modo, esperaram-se relações dentre as funções dos organismos e as características dos locais onde os mesmos se encontram. Estudou-se também a possibilidade de flutuações nos grupos formados pela assembleia possivelmente relacionadas aos distintos graus de conservação ou especificidades locais. Buscou-se, portanto, a percepção de conjuntos de gêneros de abelhas relacionados a determinado período ou local pelo seu grau de conservação.

11.2. DETERMINAÇÃO DOS GRUPOS FUNCIONAIS

A matriz de dados dos atributos utilizada para a estimativa dos índices da diversidade funcional também deu suporte à determinação dos grupos funcionais e da riqueza de grupos (número de grupos) por levantamento (FGR). O agrupamento foi conduzido com o auxílio do pacote *FD* versão 1.0-1 (Laliberté & Shipley 2011) no programa *R* (3.0.2 - © 2013), sendo conduzida uma análise *Cluster* (por ligação média dentre grupos, *average linkage within groups*) a partir da matriz binária dos estados de atributos (o peso seco como um dos atributos, entrando como variável contínua). A matriz de distância utilizada na métrica foi obtida através do método “*gowdis*”, pela distância de Gower, sendo os estados de atributos ponderados (peso w_i) pelo total de eixos correspondentes a um atributo ($w_i = x_i/b_i$), de mesmo modo, o atributo de hábito cleptoparasita foi considerado como uma variável binária assimétrica (Laliberté & Legendre 2010, Laliberté & Shipley 2011).

Dado o agrupamento, foi conduzida uma correlação entre a matriz de distância original e a matriz de distância gerada a partir do dendograma - matriz cofenética - para avaliar a representação dos grupos formados. Além disso, conduziu-se também um teste de Mantel entre essas duas matrizes para avaliar-se a relação dessa correlação com eventos ao acaso (com o auxílio do programa *R* 3.0.2 - © 2013).

Infográficos e dendogramas foram construídos para o estudo e representação dos diferentes grupos e suas características, além da observação da distribuição e composição dos mesmos dentre os levantamentos (com o auxílio dos programas *R* 3.0.2 - © 2013; STATISTICA 7.0, StatSoft, Inc., 2004; e Corel Draw versão 15.0.0.486, © Corel Corporation, 2010).

11.3. O AGRUPAMENTO FUNCIONAL DETERMINADO PARA A ASSEMBLEIA DE APIDAE

O método utilizado resulta em um único agrupamento representando toda a assembleia reunida no estudo, determinado pelas características funcionais intrínsecas aos gêneros. O dendograma resultante é apresentado na figura 13, assim como um infográfico (figura 14) demonstrando as características dos gêneros dentre os grupos funcionais. A análise *Cluster* resultou em um dendograma sem politomias, o qual possui 15 grupos funcionais ao se considerar o nível de corte $h = 0,1$. A matriz cofenética apresentou uma correlação de $r = 0.83$

($p < 0,001$) à matriz de distância decorrente do dendograma, sendo que pelo teste de Mantel, essa relação não compreende um evento esperado ao acaso ($r = 0.83$, $p < 0,001$).

O **grupo 2** (G2) possui a maior riqueza de gêneros, abrangendo 18 dos 84 gêneros amostrados (21%), com peso seco médio de 18,22 mg ($\pm 4,09$, para o erro padrão a 0,95%), é composto pelas abelhas das subfamílias Apinae (9 gêneros), Andreninae (5) e Colletinae (4), possuindo gêneros oligoléticos solitários que nidificam no solo. Dentre estes, há um subgrupo que também realiza a coleta de óleos, composto por *Arhysoclebe*, *Lanthanomelissa* e *Xanthopedia*.

O **grupo 1** (G1) possui a segunda maior riqueza, reunindo 17 gêneros (20%) com peso seco médio de $24,39 \pm 7,71$ mg. Com exceção de Megachilinae, o grupo abrange as demais subfamílias (Halictinae, 8 gêneros; Apinae, 5; Colletinae, 3 e Andreninae, 1), também reunindo gêneros solitários que nidificam no solo, sendo, contudo, generalistas (poliléticas). Há também a presença de um subgrupo de coletores de óleo: *Tapinotaspidos*, *Caenonomada* e *Epicharis*.

O **grupo 11** (G11) reúne 13 gêneros (peso seco médio de $18,55 \pm 2,80$ mg) abrangendo a quase todos os Megachilinae (7 gêneros), 3 gêneros de Apinae e 2 de Colletinae. Apresentando também abelhas de hábito solitário, foi o maior representante dos gêneros que nidificam em cavidades e são poliléticos. Apenas os dois representantes de Colletinae, *Hylaeus* e *Colletes*, formam um subgrupo de gêneros que não possuem requisitos especiais de coleta, enquanto *Tetrapedia*, *Paratetrapedia* e *Lophopedia* coletam óleo e os demais gêneros coletam resina (todos os Megachilinae e um Apinae, também formando um subgrupo).

Megachile, gênero exclusivo do **grupo 15** (G15), apresenta as mesmas características de G11, sendo posicionado no mesmo ramo que este. Contudo, o gênero é compreendido por espécies que coletam folhas, e não óleos ou resinas. Além disso, seu peso seco é elevado em relação ao valor médio do peso seco de G11, correspondendo a 48,78 mg (em comparação ao máximo de 36,84 mg de *Ananthidium*).

O **grupo 8** (G8) compreendeu o último grupo a apresentar um valor elevado de riqueza de gêneros (11 gêneros, 13%). Esse grupo abrangeu os gêneros de abelhas cleptoparasitas, com peso seco médio de $17,97 \pm 7,33$ mg, representadas por um gênero de Megachilinae, *Coellioxys*; dois gêneros de Halictinae, *Temnosona* e *Sphecodes*; e 8 gêneros de Apinae, *Osirinus*, *Trophocleptia*, *Parepeolus*, *Isepeolus*, *Nomada*, *Brachynomada*, *Mesonychium* e *Ctenioschelus*.

Os grupos 9, 10 e 12 apresentaram valores intermediários de riqueza de gêneros, possuindo 7, 5 e 5 gêneros respectivamente. O **grupo 9** (G9) foi compreendido por gêneros de peso seco de média igual a $6,27 \pm 1,59$ mg, possuindo membros da subfamília Halictinae (6 gêneros), e *Exomalopsis*, de Apinae. Todos os gêneros desse grupo são parassociais, nidificam no solo e são poliléticos. *Oxaea*, único representante do **grupo 3** (G3), apresenta as mesmas características, contudo, possui peso seco elevado em relação a G9, apresentando 177,26 mg (o peso seco máximo presente em G9 correspondeu a 11,64 mg de *Exomalopsis*).

O **grupo 12** (G12) reuniu um gênero de Halictinae, *Augochlora*, e os 4 subgêneros de *Ceratina* (Apinae), que assim como G9, foi representado por gêneros parassociais de hábito generalista, contudo, que nidificam em cavidades. *Xylocopa* foi o representante único do **grupo 13** (G13), irmão ao G12, apresenta atributos idênticos aos gêneros deste grupo, em exceção ao seu peso seco elevado de 228,40 mg (em contraposição ao peso seco máximo de *Ceratina Crewella* - 17,38 mg, e à média de $5,29 \pm 3,02$ mg de G12).

O **grupo 10** (G10) foi compreendido exclusivamente por gêneros de Apinae eussociais, com peso seco médio de $12,79 \pm 6,95$ mg, abrangendo gêneros generalistas, que nidificam em cavidades e coletam resina (todos os gêneros) e folhas (*Trigona*, exclusivamente). Em exceção à coleta de materiais especiais, *Bombus*, representante exclusivo do **grupo 4** (G4), apresentou os mesmos atributos de G10, compreendendo um grupo de ramo comum. Entretanto, seu peso seco correspondeu a 147,59 mg (o peso seco máximo do grupo 10 correspondeu a 39,95 mg de *Melipona*).

Sendo todos da subfamília Apinae, os grupos 5, 6 e 7 podem ser considerados como um grupo de gêneros poliléticos e que nidificam em cavidades (assim como os grupos 11, 12 e 15), mas que possuem elevados valores de peso seco e apresentam pelo menos um requisito especial para nidificação ou reprodução. O **grupo 5** (G5) é representado por *Centris*, gênero solitário que possui peso seco de 337,44 mg e realiza coleta de óleos; *Eufriesea* é exclusivo do **grupo 6** (G6), solitário, possuindo peso seco de 229,78 mg, realizando a coleta de resinas e de perfumes; assim como *Eulaema*, correspondente ao **grupo 7** (G7), apresenta peso seco de 279,70 mg, sendo, contudo, parassocial. Esses dois últimos grupos são irmãos, e compreendem os únicos grupos funcionais representados por coletores de perfume.

Por outro lado, *Chilicola*, representante único do **grupo 14** (G14), apresenta as características exclusivas de possuir hábito generalista, ser solitário e construir seus ninhos em cavidades. Com peso seco igual a 0,93 mg (o menor valor dentre todos os gêneros), pode ser considerado como um grupo de ramo comum a G2.

As relações dentre os grupos funcionais pelos seus conjuntos de atributos e disposição no dendograma, possibilita a observação de 4 grupos maiores: G8 permanece isolado como o único grupo que abriga os gêneros cleptoparasitas; G1 aparece como grupo de ramo comum a G3 e a G9, compreendendo a reunião dos gêneros de hábito generalista e que nidificam no solo; em contraposição, G4 e G10 associam-se a G11 e G15, e este conjunto a G12 e G13, formando um grupo maior reunido a G5, G6 e G7, abrangendo os gêneros que também possuem hábito generalista, mas que nidificam em cavidades. Por fim, G2 e G14 correspondem à reunião de gêneros oligoléticos e solitários, que nidificam preponderantemente no solo.

A abundância e a biomassa apresentaram variação semelhantes dentre os grupos funcionais pelos levantamentos (Tabela 07 e Figura 16), de modo que a discussão será pautada apenas nas variações dos valores de abundância dentre os grupos. Nota-se que G1 possui os valores mais elevados de abundância total para os levantamentos conduzidos no entorno do Aeroporto Afonso Pena, apresentando acentuada queda entre A1 e A3 (os valores encontrados em V1 e V2 são inferiores aos de A3). Essa tendência também é observada para G9 e G12 (segundo e terceiro grupos com maiores valores de abundância em A1, A2 e A3), G4 (*Bombus*), G2, G11 e G15 (*Megachile*). Quando comparado a A1, apenas G14 (*Chilicola*) apresenta abundância superior em A3 (sendo esses valores superiores em V1 e V2).

G9 é o grupo mais abundante para os estudos conduzidos no Parque Estadual de Vila Velha. G13 (*Xylocopa*), G14 (*Chilicola*) e G5 (*Centris*) apresentam seus valores de abundância superiores aos encontrados nos levantamentos conduzidos no entorno do Aeroporto. Além disso, são exclusivos para o Parque Estadual de Vila Velha, G3 (*Oxaea*, presente em ambos os levantamentos), G6 (*Eufriesea*, V1) e G7 (*Eulaema*, V2).

G1 corresponde ao grupo de maior riqueza para A1, A2, A3 e V2 (12, 12, 9 e 12, respectivamente); enquanto G2 corresponde à maior riqueza para V1 (13 gêneros). G2 abrange 8 gêneros em A1 e em A2; G11, 12 em V1; e G2, 10 em V2. No geral, V2 possui os menores valores de riqueza de gêneros dentre os grupos funcionais; enquanto os demais levantamentos apresentam valores semelhantes (Tabela 07).

Na figura 15 são apresentadas as variações dos valores médios de abundância e biomassa pelos grupos funcionais, assim como uma diagrama representando a variação da riqueza de gêneros dentre os levantamentos. Observa-se ampla variabilidade para os valores de abundância e biomassa dentre os grupos funcionais, Além disso há maior riqueza de grupos e de gêneros em V1 e V2 (14 grupos, sendo apenas ausentes os grupos exclusivos do outro levantamento); seguidos por A1 (12 grupos), A3 (11) e A2 (10).

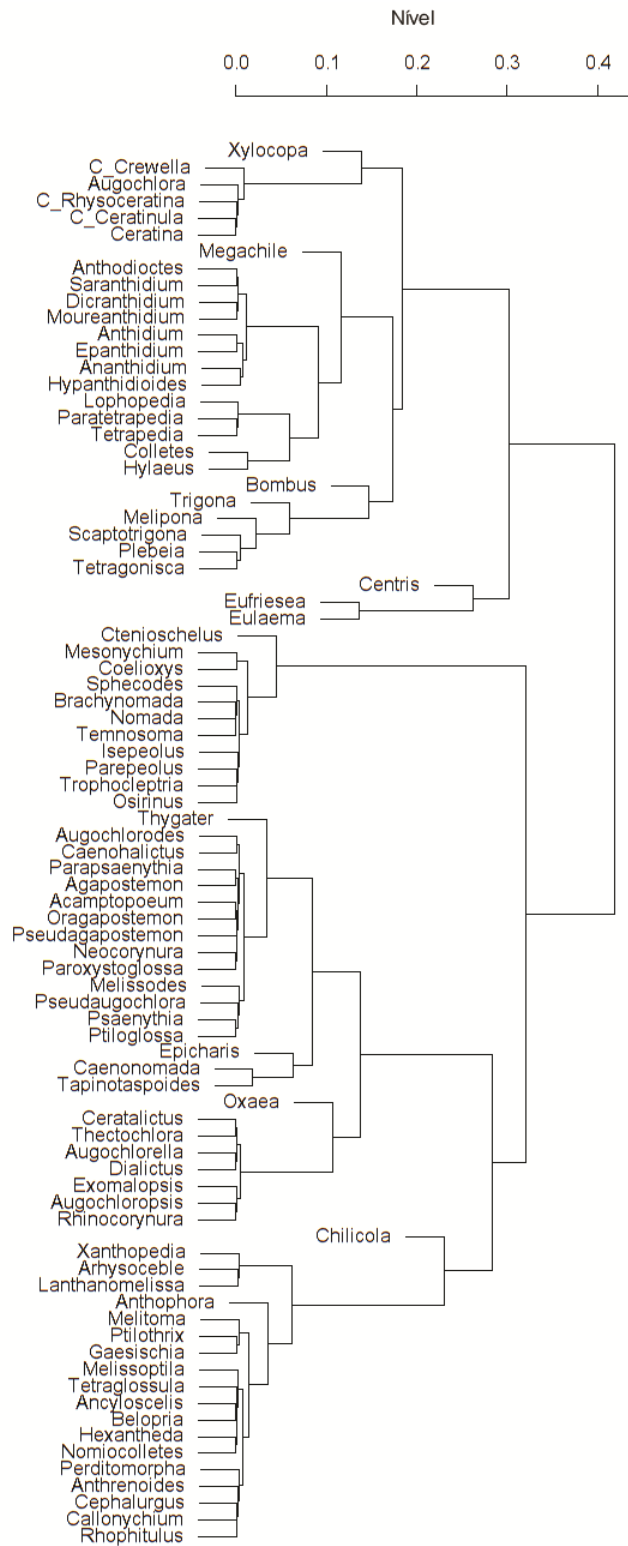


Figura 13: Dendrograma resultante da Análise *Cluster* (average linkage within groups, distância de Gower, atributos ponderados e hábito cleptoparasita como binário assimétrico), resumindo as relações entre os gêneros amostrados em todos os levantamentos, determinadas por seus estados de atributos e peso seco. Ao nível de $h = 0,1$, são determinados 15 grupos funcionais no conjunto.

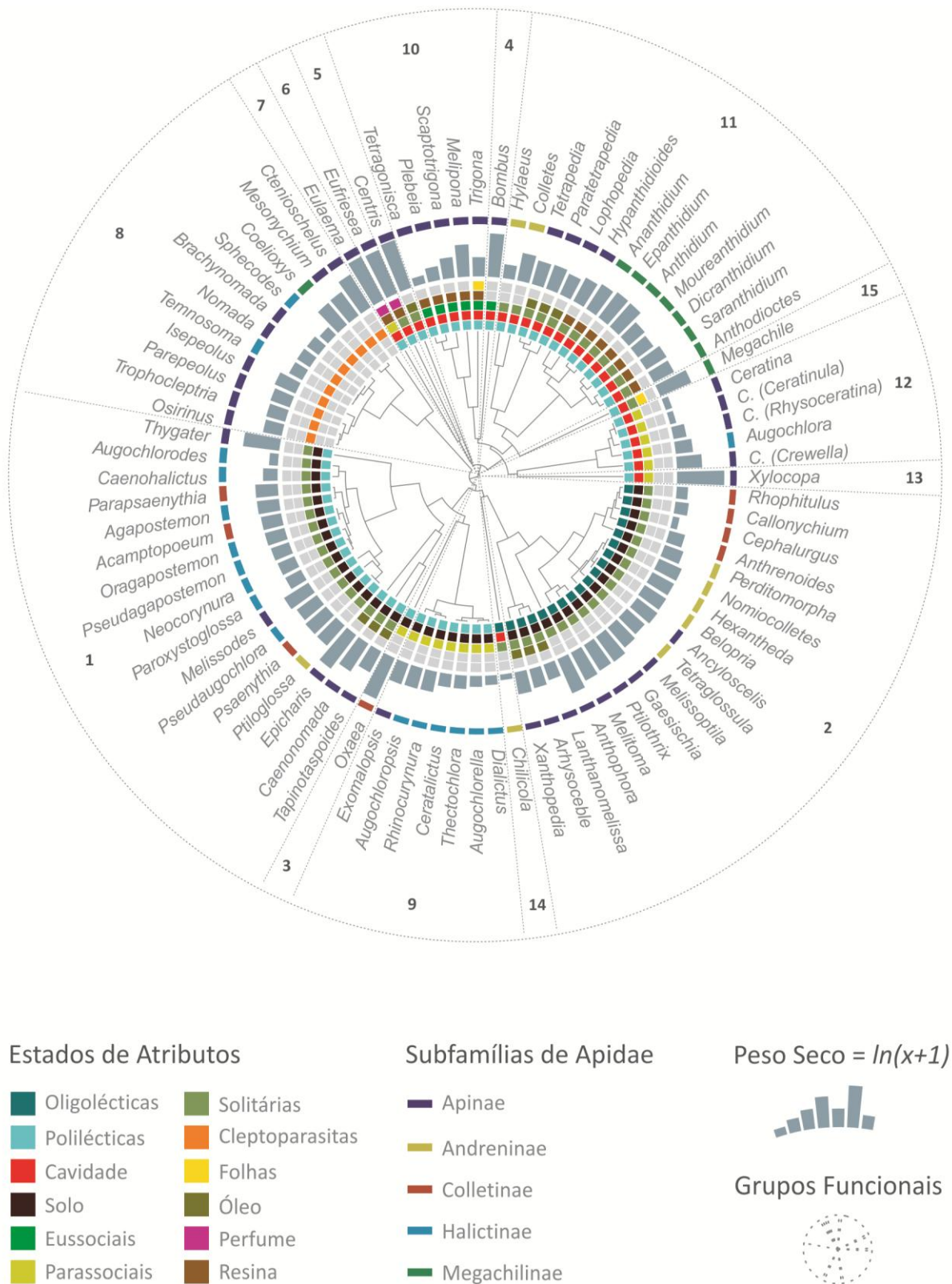


Figura 14: Dendrograma obtido pelo método de *Cluster*, formado a partir da matriz de distância dos atributos dentre os gêneros de Apidae. O mesmo é demonstrado em sua disposição radial, sendo dispostos os estados de atributos aos gêneros correspondentes, assim como o valor de seu peso seco (mg) e a subfamília a qual pertencem. Dentre as linhas pontilhadas, são delimitados os grupos funcionais considerados pelo nível de corte $h = 0,1$.

Tabela 08. Valores de riqueza de gêneros, abundância e biomassa (mg) dentre os grupos funcionais por levantamento. FGR (*functional groups richness*), riqueza de grupos funcionais; Riq. G., riqueza geral; Riq., riqueza; Abd., abundância; e Biom., biomassa.

Grupos	A1 (FGR = 11)				A2 (FGR = 9)			A3 (FGR = 10)			V1 (FGR = 14)			V2 (FGR = 14)		
	Riq. G.	Riq.	Abd.	Biom.	Riq.	Abd.	Biom.	Riq.	Abd.	Biom.	Riq.	Abd.	Biom.	Riq.	Abd.	Biom.
1	17	12	1357,69	10403,40	12	498,73	6257,67	9	200,80	2191,77	9	76,17	1366,15	12	124,69	2043,96
2	18	8	200,53	3663,04	8	149,32	3430,57	9	41,00	583,68	13	129,40	867,39	10	43,71	1091,06
3	1	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	0,92	162,68	1	2,57	455,71
4	1	1	433,93	64044,21	1	362,09	53440,58	1	56,06	8273,46	1	122,98	18149,90	1	195,39	28837,19
5	1	1	1,10	369,76	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	23,86	8051,61	1	7,71	2602,56
6	1	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	0,92	210,87	0	0,00	0,00
7	1	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	1,29	359,54
8	11	6	39,45	713,78	2	3,90	58,21	5	12,55	226,09	7	22,03	379,75	5	18,00	246,24
9	7	7	1243,72	6413,47	6	476,28	2234,81	6	339,69	2114,49	6	316,62	1661,78	6	303,36	1683,97
10	5	3	752,81	6580,82	1	8,78	72,38	3	147,25	1260,91	5	88,10	860,82	2	77,13	672,54
11	13	3	40,54	577,39	2	4,88	112,41	3	2,51	54,63	12	33,96	392,42	4	18,00	436,74
12	5	5	451,47	2615,17	5	271,32	1711,52	4	290,33	2247,35	4	172,53	1676,87	4	188,96	599,35
13	1	1	13,15	3003,34	1	22,45	5127,01	1	4,18	955,48	1	25,70	5869,03	1	23,14	5284,71
14	1	1	3,29	3,06	0	0,00	0,00	1	10,04	9,34	1	20,19	18,78	1	74,56	69,34
15	1	1	71,23	3474,42	1	62,46	3046,93	1	32,63	1591,70	1	51,39	2506,93	1	16,71	815,15
Soma	84	49	4608,90	101861,86	39	1860,22	75492,09	43	1137,04	19508,89	63	1084,75	42174,97	50	1095,20	45198,04

As áreas preenchidas correspondem à ausência do grupo funcional. Nessa tabela é evidenciada a redução na riqueza de grupos funcionais (FGR) dentre os estudos considerando-se seu menor grau de conservação.

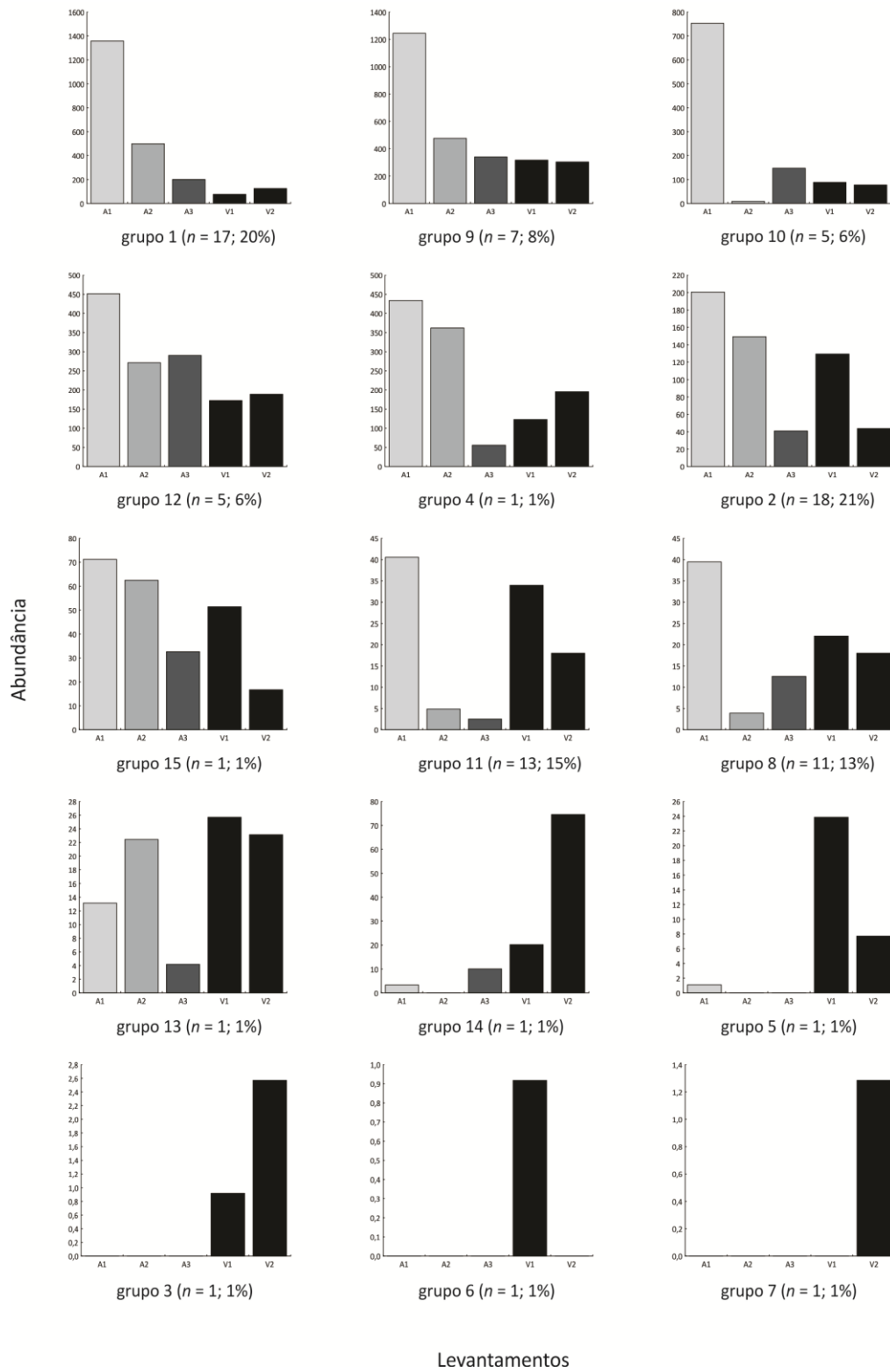


Figura 15: Distribuição da abundância dos grupos por levantamento. Os grupos são organizados dos que possuem maiores valores de abundância (superior, à esquerda) para os de menor valor (inferior, à direita) em A1. n corresponde ao número de gêneros presentes em cada grupo. O eixo y apresenta distintas escalas dentre os grupos.

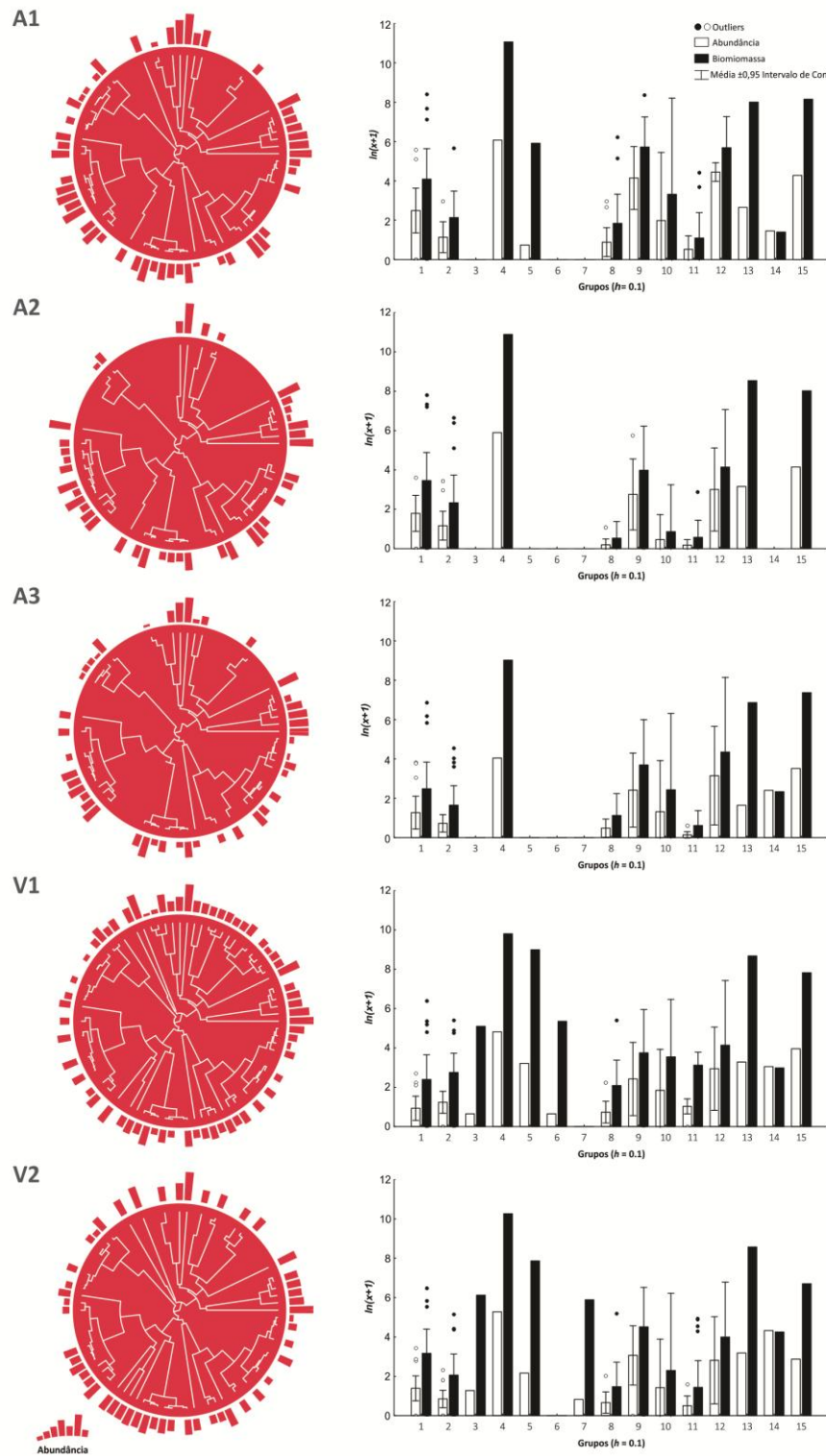


Figura 16: Distribuição dos gêneros e valores de abundância e biomassa dentre os levantamentos pelos grupos funcionais. Os círculos na coluna à esquerda apresentam os gêneros presentes dentre os levantamentos e sua disposição no dendograma, assim como os valores de sua respectiva abundância. Os gráficos na coluna à direita apresentam a relação de abundância média dos gêneros dentre os grupos por levantamento, o intervalo de confiança e os *outliers*.

11.4. A RELAÇÃO ENTRE GRUPOS FUNCIONAIS E OS PROCESSOS ECOLÓGICOS

A reunião das espécies em grupos funcionais pode resultar na perda de informação e na imposição de uma estruturação discreta sobre as diferenças funcionais dentre as espécies, as quais são usualmente contínuas (Mason *et al.* 2005, Gitay & Noble 1997). Além disso, o agrupamento funcional pode resultar em distintas conclusões sobre a importância da diversidade funcional, dependentes do método de agrupamento utilizado (Mason *et al.* 2005, Villéger *et al.* 2013). Tendo-se em consideração essas observações, os agrupamentos funcionais apresentados foram suportados não apenas no dendograma resultante da análise de agrupamento, mas também sobre uma avaliação analítica das características apresentadas dentre os possíveis grupos. Portanto, o agrupamento possui também um caráter qualitativo analítico, representado pela avaliação descritiva da distribuição dos estados de atributos e seu significado biológico.

Além disso, houve o cuidado de ponderar-se a importância fracionada dos diferentes estados de atributos e o peso seco dos distintos gêneros foi considerado de modo contínuo, sendo empregado como um determinante quantitativo. Parâmetro de grande importância, uma vez que não foram considerados os valores de abundância ou biomassa dentre os levantamentos, mesmo com algumas espécies podendo ter maior impacto nas funções ecossistêmicas devido à sua predominância (Díaz & Cabido 2001).

Desse modo, observou-se que o peso seco correspondeu a um atributo fundamental na distinção dos grupos funcionais, sendo importante não apenas no refinamento das relações de similaridade dentre os gêneros, mas também na determinação dos grupos. O que foi observado principalmente para os grupos de gêneros exclusivos, como *Chilicola* (G14, gênero de menor peso seco estimado), *Bombus* (G4), *Centris* (G5), *Eufriesea* (G6), *Eulaema* (G7), *Megachile* (G15), *Oxaea* (G3) e *Xylocopa* (G13).

Dentre esses, os Apinae corresponderam à classe de peso seco extremos, enquanto *Megachile* pertence à classe de peso seco elevado. Em conjunto, eles são responsáveis pela média de 75% de toda a biomassa presente dentre os estudos (sendo grande parte concentrada em *Bombus*, G4, o único grupo eussocial), mas correspondem a apenas 8% da riqueza de gêneros. Mesmo assim, a ausência de qualquer um desses gêneros pode representar uma redução na riqueza de grupos funcionais, e consequentemente, também da riqueza funcional, dado que muitos apresentam uma reunião exclusiva de características.

Essa constatação corrobora a premissa de que proporcionalmente ou não às variações na riqueza de táxons, alterações na biomassa total ou relativa das espécies compreendem

aspectos importantes do funcionamento do ecossistema, sendo que esses dois parâmetros devem ser observados de modo complementar (Larsen *et al.* 2005). Muitos aspectos fundamentais dos organismos dependem do tamanho que eles possuem, incluindo a taxa metabólica, a longevidade e a fecundidade (Stubblefield & Seger 1994). Como exemplo, a especialização na dieta e em requerimentos ambientais é relacionada à raridade e declínios nas populações das mamangavas britânicas, abelhas de elevado peso seco, sendo improvável a presença de espécies grandes e oligoléticas em pequenas porções de ambiente natural (Zayed *et al.* 2005).

Nesse contexto, observa-se que, além do elevado peso seco, *Oxaeae* (G3), *Bombus* (G4), *Centris* (G5), *Eufriesea* (G6), *Eulaema* (G7), *Xylocopa* (G13) e *Megachile* (G15) são todos gêneros polípagos. As abelhas poliléticas forrageiam em um amplo espectro de plantas para a coleta de pólen, observando-se que quanto menos especializada é a espécie, maiores são as suas chances de permanecer nas paisagens antropizadas (Westrich 1996, Michener 1997). Dentre os grupos de poliléticos mencionados, apenas *Centris* (G5), *Eufriesea* (G6) e *Eulaema* (G7) apresentam distribuição restrita e baixos valores de abundância dentre os levantamentos, o que pode estar relacionado a outro grau de especificidade, nesse caso, a de coleta de recursos especiais para reprodução ou nidificação.

Há uma grande variedade de materiais específicos utilizados pelas abelhas para a construção de seus ninhos ou revestimento das células de cria, sendo que muitas espécies só utilizam materiais encontrados próximos de seus ninhos ou são altamente especializadas na seleção desses componentes, a exemplo dos óleos que são utilizados no revestimento das células possibilitando impermeabilização (Westrich 1996). *Centris*, especializado na coleta de óleos, é ausente em A2 e A3, raro em A1, sendo abundante a intermediário apenas em Vila Velha, local em melhor grau de conservação. Enquanto o subgrupo formado por *Eufriesea* e *Eulaema* é especializado na coletas de resinas e de perfumes, sendo raros e restritos, cada um, em apenas um dos levantamentos conduzidos no Parque Estadual de Vila Velha.

Por sua vez, as espécies oligoléticas são altamente especializadas em uma única espécie ou grupos relacionados de plantas que provêm os recursos para sua prole, devendo existir recursos suficientes nas proximidades de seu local de nidificação, de modo que alterações na composição florística podem ser muito prejudiciais (Westrich 1996, Michener 1997). Desse modo, não é surpreendente que muitas das espécies oligoléticas encontram-se em risco de extinção relacionado ao declínio de seus recursos particulares de alimentação (Westrich 1996).

G2 e G14 corresponderam ao grupo maior que abriga os gêneros oligoléticos. G14 (*Chilicola*) foi restrito a V1 e V2, enquanto G2, apesar de estar presente em todos os estudos, apresentou acentuada queda entre A1 e A3 (os valores de abundância e biomassa são inferiores em V1 e V2, contudo, suas participações relativas são equivalentes ao encontrado em A1). Desse modo, observa-se uma tendência de relação entre o grau esperado de conservação e a distribuição dos gêneros pela especificidade do recurso.

Outro aspecto se relaciona à especificidade de recursos florais. Como mencionado anteriormente, a capacidade de dispersão compreende um importante aspecto ecológico, pois indivíduos menores possuem faixas de voo limitada. Quando comparados às espécies maiores, encontram-se mais sujeitos às restrições determinadas pela distribuição das populações de suas plantas hospedeiras, de modo que se torna viável o recurso que é aparente e abundante localmente, o que conduziria essas espécies à especialização em seu histórico evolutivo (Wcislo & Cane 1996, Westrich 1996, Minckley *et al.* 1999).

Essa premissa poderia ter sido observada em *Chilicola* (G14), gênero de menor peso seco amostrado, contudo, G2 possui ampla diversidade de tamanhos de gêneros. Esse grupo possui média do peso seco igual a 18,22 mg, valor correspondente à classe de peso seco médio superior, e dentre seus gêneros, *Anthophora* tem o peso seco extremo de 72,94 mg. Desse modo, parece não haver uma relação direta entre o peso seco e a especificidade de recurso floral.

Quanto ao hábito de nidificação, observa-se que todos os gêneros de G2 são solitários e nidificam no solo (havendo o subgrupo de gêneros que coletam óleos), hábito associado aos estudos conduzidos no Parque Estadual de Vila Velha. G2 participa de 12% da abundância de V1, além de abranger, respectivamente, 72 e 56% da riqueza de todos os gêneros do grupo em V1 e V2. Concomitantemente, o grupo resguarda menos de 10% da abundância e no máximo 50% da riqueza dos gêneros encontrados em A1, A2 ou A3, apresentando acentuada queda em sua abundância dentre esses levantamentos.

Mas outra tendência foi encontrada para G1 (solitários) e G9 (parassociais), os quais também nidificam no solo, mas são poliléticos. Esses dois grupos são os mais abundantes para os estudos conduzidos no Aeroporto, e, apesar de apresentarem queda em sua participação, permanecem reunindo 48% da abundância em A3, quando comparados aos 56% em A1. Além disso, para os estudos conduzidos no entorno do Aeroporto Afonso Pena, possuem 53 a 71% da riqueza de gêneros de G1 (tal qual para V1 e V2), e 86 a 100% da riqueza de gêneros em G9 (86% em V1 e V2).

Essa diferença na resposta dentre esses grupos que nidificam no solo pode estar relacionada ao fato de a fragmentação do habitat afetar dramaticamente espécies de abelhas especialistas que nidificam no solo, mas não as generalistas (Zayed *et al.* 2005). Locais para nidificação são usualmente temporários e escassos nos ambientes. Além de uma reserva suficiente de néctar para a realização de suas atividades e de pólen para alimentação dos imaturos, as abelhas necessitam de um habitat que deve apresentar o local determinado, ou ainda, materiais específicos para a construção dos ninhos (Westrich 1996).

Além disso, a ocorrência das espécies que nidificam no solo é determinada por uma série de fatores abióticos. Dentre eles, as condições do terreno são as mais significantes, havendo o consenso da preferência por solos pouco compactos com baixa granulação, baixo conteúdo de húmus e baixa umidade. Muitas abelhas desse grupo preferem solos com vegetação esparsa, uma vez que terrenos com uma densa cobertura vegetal só podem ser utilizados por poucas espécies (Klemm 1996).

Por outro lado, alguns dos grupos mais diversificados e mais abundantes nos ambientes tropicais úmidos reúnem abelhas que não constroem seus ninhos no solo mas em outros substratos, especialmente ocos em troncos de árvores (Silveira *et al.* 2002). Apesar de serem descritas relações de grande sensibilidade dessas abelhas ao isolamento do habitat natural ou às práticas intensivas de cultivo (Williams *et al.* 2010), as abelhas que nidificam em cavidades são oportunistas em uma variedade ampla de locais, como buracos construídos por outros insetos em madeira em decomposição ou fissuras e aberturas nas rochas (Westrich 1996).

Essa flexibilidade pode estar relacionada ao fato de 10 dos 15 grupos funcionais determinados compreenderem gêneros que nidificam em cavidades. Apesar de reunirem apenas a média de 4% dos gêneros estudados, abrangem a média de 46% de toda a abundância dentre os estudos (42% para A1, A2 e A3; 52% para V1 e V2), e 83% da biomassa (79% para A1, A2 e A3, e 89% para V1 e V2), correspondendo amplamente a abelhas poliléticas solitárias (exceto *Chilicola*), além de todos os gêneros parassociais ou eussociais.

Quanto à socialidade, entre os grupos eussociais, G4 e G10, apresentam estabilidade percentual dentre os levantamentos. Contudo, G10 corresponde a apenas 6% da riqueza de gêneros, realizando coletas de resinas e folhas (apenas para *Trigona*), enquanto *Bombus* (G4) é o único que não apresenta requisitos especiais. A pequena diversidade de Meliponini (G10) em ambientes campestres mais frios pode dever-se à escassez de árvores, nos ocos das quais a maioria das espécies desse grupo constrói seus ninhos (Silveira *et al.* 2002). Por outro lado, a

avaliação do gênero *Bombus* por suas características funcionais pode indicar a redundância funcional dentre suas espécies, uma vez que foi evidenciada a extinção local para a espécie *B. bellicosus* durante o período em que foram conduzidos os estudos no entorno do Aeroporto Afonso Pena, a qual foi associada às variações climáticas, a perda do habitat ou a predominância de espécies invasoras (Martins & Melo 2009).

Megachile (G15) também possui estabilidade percentual dentre os estudos, compreendendo o único gênero solitário que realiza a coleta de folhas, possuindo elevado valor de peso seco perante o encontrado em seu grupo irmão, G11, o qual abrange a todos os demais gêneros de Megachilinae e compreende um dos grupos de maior riqueza, sendo em grande parte coletores de resinas ou óleos (exceto Andreninae). Essa especificidade de recurso pode estar relacionada ao fato de a abundância e biomassa de G11 serem maiores nos ambientes mais conservados (V1, V2 e A1) quando comparados a A2 e A3.

G12 (*Ceratina* e *Augochlora*) e G13 (*Xylocopa*), apesar de inseridos no grupo maior de gêneros que nidificam em cavidades, são parassociais e não requerem requisitos especiais de nidificação. Estão presentes em todas as áreas e momentos de estudo, representando a média de 9% da abundância e 6% da biomassa, em contraposição a *Eulaema* (G7), que apresenta iguais características, mas que requer resinas e perfumes, sendo restrito a V2.

G8 compreendeu o grupo composto exclusivamente pelos gêneros cleptoparasitas, abrange 13% da riqueza de gêneros de toda a assembleia, mas apenas o máximo de 2% da abundância e da biomassa dentre os estudos. As análises de ordenação indicaram uma associação do hábito cleptoparasita aos levantamentos em áreas em melhor estado de conservação (V1 e V2), sendo que em A2, o grupo apresenta os valores mais baixos de abundância e biomassa (20% da riqueza de gêneros, comparados à média de 56% de todos os levantamentos).

Apesar de não ter sido evidenciada uma relação direta a outros grupos, essa variação pode estar relacionada à sensibilidade dos cleptoparasitas às variações nas populações dentre os conjuntos de levantamentos. Enquanto as abelhas que constroem seus ninhos coletam pólen como alimento para a prole e apresentam diferentes estruturas corpóreas para transportar o pólen, as abelhas cleptoparasitas dependem completamente dos ninhos de seus hospedeiros para o desenvolvimento de sua própria prole, de modo que sua conservação é dependente da conservação de seus hospedeiros (Westrich 1996, Michener 2007).

12. UMA SÍNTESE DAS CONTRIBUIÇÕES DA PERSPECTIVA FUNCIONAL PARA A ASSEMBLEIA DE APIDAE

Os levantamentos sistematizados da fauna de abelhas buscam diagnosticar os organismos de uma determinada localidade e compará-los com outras regiões que apresentam formação vegetacional semelhante para propiciar um entendimento melhor dos padrões regendo a distribuição do grupo. Além disso, os dados de levantamentos buscam uma melhor compreensão dos processos relacionados às alterações de longo prazo (Gonçalves *et al.* 2009).

Os estudos têm usualmente considerado as variações na diversidade taxonômica, contudo, poucos trabalhos têm abrangido os componentes funcionais da diversidade de Apidae (De Paula 2013). Relações funcionais têm sido estudadas quanto à fenologia, sazonalidade, biomassa, especificidade quanto aos recursos florais ou respostas populacionais à redução do habitat natural, queimadas, introdução de espécies exóticas ou expansão agrícola (Gonçalves & Melo 2005, Silva-Pereira & Santos 2006, Gonçalves *et al.* 2009, Moretti *et al.* 2009, Moretti *et al.* 2010, Willians *et al.* 2010, Martins *et al.* 2013). Contudo, a abordagem multidimensional dos atributos para a estimativa da diversidade funcional e identificação de grupos funcionais compreende algo não abrangido em Apidae.

Nesse estudo, a consideração de métricas distintas e a abordagem funcional tiveram o intuito de auxiliar no preenchimento dessas lacunas. Ao se avaliar os índices indicadores da diversidade funcional e a distribuição e a composição dos grupos funcionais, observam-se tendências relacionadas aos graus esperados de conservação dentre as áreas e momentos de estudo, muitas dessas sendo confluentes ao relatado na literatura.

A composição faunística dos levantamentos sistematizados conduzindo no entorno do Aeroporto Afonso Pena é semelhante à encontrada em demais áreas de campo preservadas ao sul do Brasil. Contudo, algumas espécies têm desaparecido e até mesmo gêneros têm sido afetados durante o intervalo de 40 anos em que foram conduzidas as pesquisas, o que sugere um amplo impacto da urbanização (Martins *et al.* 2013). Esse impacto foi evidenciado principalmente pela redução da riqueza funcional e da riqueza de grupos funcionais dentre o primeiro e o último levantamentos, os quais não se relacionam apenas às variações na riqueza e abundância de gêneros, mas também às alterações no espaço funcional.

Quanto aos estudos conduzidos no Parque Estadual de Vila Velha, Gonçalves *et al.* (2009) afirmam que apesar de V1 e V2 possuírem elevada similaridade, as duas áreas apresentam diferenças em sua composição, riqueza, e abundância de espécies, sendo que, por vezes, estão mais relacionadas a outras áreas de campo e de cerrado. Os dois levantamentos

são caracterizados por uma fauna de áreas de campo, porém, com elementos típicos de cerrado, relacionados à maior riqueza e diversidade de plantas do cerrado, que também estão presentes na região. Tais características podem ter sido refletidas na elevada diversidade funcional encontrada para esses levantamentos, apesar de seus baixos valores de abundância e biomassa, quando comparados aos levantamentos conduzidos no entorno do Aeroporto.

Martins *et al.* (2013) indicam o aumento contraintuitivo da porcentagem de espécies oligoléticas e uma redução concomitante das espécies poliléticas, indicando precaução na interpretação desse padrão devido ao baixo conhecimento da especificidade de muitas das espécies consideradas. Nesse estudo, considera-se que uma importante questão é a associação dos atributos pela constituição dos grupos funcionais para auxiliar no esclarecimento dessas questões. Como exemplo, assumindo não existir a influência condicionada pelo nível taxonômico abordado (como indicado pelo teste de Mantel), a especialidade no recurso floral foi relacionada a declínio populacional dos gêneros que nidificam no solo, mas não dos que nidificam em cavidades. Desse modo, o refinamento do grande grupo de especialistas pode auxiliar na detecção de perspectivas não correspondentes a todo o conjunto.

Contudo, para a formação dos grupos funcionais, as variáveis ambientais não foram avaliadas diretamente, nem os valores de abundância ou biomassa dentre os gêneros. Esses componentes podem compreender importantes fatores nas funções ecológicas e, como consequência, para a definição das relações dentre as espécies por suas características.

Além dos pontos mencionados, observa-se na literatura métodos que têm em consideração esses parâmetros. Dentre eles, Pillar (1999), Pillar & Sosinski (2003) e Pillar *et al.* (2009), apresentam uma perspectiva de seleção dos atributos e definição dos tipos funcionais, a qual tem em consideração a estrutura das comunidades e as variáveis ambientais. Nessa métrica, o conjunto de atributos é ponderado pela estrutura da comunidade e correlacionado às variáveis ambientais com o intuito de identificar as características que melhor se relacionam aos processos esperados. Esses atributos são então utilizados para a formação dos tipos funcionais, sendo também possível a detecção das características que participam da divergência e convergência funcionais. O método pode ser implementado pelo software SYNCSA (Pillar & Sosinski 2003), ou pelo pacote *SYNCSA - R* (Debastiani & Pillar 2012) para o programa *R* (3.0.2 - © 2013 *The R Foundation for Statistical Computing*).

Concomitantemente, estudos recentes têm sugerido que a diversidade filogenética (a história evolutiva particular de uma comunidade) pode ser utilizada como um referencial da diversidade funcional, uma vez que a diversificação evolutiva pode acarretar em diversificação de atributos e maior complementaridade de nichos (Flynn *et al.* 2011,

Trindade-Filho *et al.* 2012). Desse modo, um relevante componente compreende não apenas a consideração da diversidade filogenética, mas também a associação da história evolutiva dos grupos à distribuição de seus atributos, na busca por padrões de sinais filogenéticos que possam indicar relações entre a biodiversidade e os processos ecológicos (De Paula 2013)

Pillar & Duarte (2010) apresentam uma alternativa para essa demanda, na qual, a constituição filogenética da comunidade é implementada juntos aos seus atributos e distribuição das UTO's para a constituição da composição das espécies ponderada pela filogenia, sendo também realizada pelo software SYNCSEA (Pillar & Sosinski 2003), ou pelo pacote *SYNCSEA - R* (Debastiani & Pillar 2012) para o programa *R* (3.0.2 - © 2013 *The R Foundation for Statistical Computing*).

Outro ponto a ser salientado, compreende o fato de a distribuição e características de *Apis mellifera* não terem sido consideradas nesse estudo. Apesar de a espécie compreender uma importante invasora, frequentemente ela não é quantificada nos estudos faunísticos para que não se comprometa a captura de abelhas nativas (Gonçalves *et al.* 2009). De igual modo, os estudos que compreenderam a referência para a coleta de dados não apresentam referência precisa da abundância dessa espécie, inviabilizando sua utilização. Contudo, possíveis flutuações e impactos decorrentes da presença da espécie são apresentados em Gonçalves e Melo (2005), De Paula (2009) e Martins *et al.* (2013).

13. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A diversidade funcional tem emergido como uma faceta da biodiversidade que tem o intuito de quantificar o valor e a amplitude das características dos organismos que influenciam a seu desempenho e o funcionamento do ecossistema. Pautado nessa premissa, o presente estudo compreendeu a construção dos perfis funcionais de assembleias de Apidae sob perda de seu habitat natural, indicando as relações dentre os perfis construídos e as associações de suas características às condições ambientais esperadas.

Para tal, foi fundamental a busca do referencial histórico, teórico e prático tangente à Ecologia Funcional para o estabelecimento e apresentação dos conceitos e das métricas adotadas. O detalhamento dessa etapa compreendeu uma importante medida, uma vez que a Ecologia Funcional corresponde a uma nova área de conhecimento, a qual permanece diversa e pouco concisa.

Os perfis construídos auxiliaram na caracterização das distintas assembleias, além da indicação de suas relações à redução do habitat natural ou às especificidades do ambiente. O componente taxonômico e o componente funcional foram complementares não apenas para as constatações, mas também nos métodos de análise. O peso seco dos organismos, usualmente ponderado pela abundância, compreendendo a biomassa, foi um importante fator na determinação dos padrões observados. Além disso, a seleção prévia dos atributos e as decorrentes avaliações dos mesmo demonstraram-se como coerentes na síntese do espaço funcional. Enquanto a observação dos grupos funcionais foram importantes para a busca de padrões gerais, os índices contribuíram pela quantificação direta das características dos atributos, derivando em caracterizações complementares que elevaram o detalhamento no qual as hipóteses foram avaliadas.

As distintas abordagens evidenciaram, primordialmente, a menor diversidade funcional em ambientes sob maior impacto da redução de suas áreas naturais. A princípio, esses padrões poderiam estar relacionados apenas à redução da riqueza ou da abundância dos gêneros, e consequentemente, reduzida probabilidade de diversidade de atributos e características. Contudo, os distintos parâmetros adotados são diversos em sua sensibilidade às variações nos componentes taxonômicos das populações, de modo que as diferenças observadas quanto à diversidade funcional não podem ser apenas fundamentadas na complementaridade de nichos.

As variáveis ambientais consideradas podem não apresentar uma relação direta aos processos ecológicos em questão, contudo, conduziram a resultados coerentes aos observados

no conjunto do estudo. A consideração de variáveis como o total de área natural remanescente, disposição dos fragmentos, condições da paisagem circundante e a consideração de mudanças climáticas ou da fitofisionomia podem compreender importantes meios para uma avaliação direta das relações de causa e efeito. De modo similar, a consideração da diversidade filogenética, a busca por sinais filogenéticos dentre os atributos, a estimativa de índices e a avaliação dos mesmos equiparados a modelos nulos, além da obtenção de grupos funcionais que considerem a distribuição dos organismos na comunidade e sua relação às variáveis ambientais são importantes perspectivas a serem adotadas.

Portanto, fundamentado em uma nova perspectiva, que considera os atributos em um espaço multidimensional, esse estudo compreende também um incentivo à adoção e avaliação de novas perspectivas nos estudos das respostas de Apidae às mudanças ambientais. As abelhas destacam-se como foco de conservação devido aos importantes serviços ambientais que propiciam. Desse modo, o entendimento dos padrões de mudanças em sua biodiversidade e suas consequências funcionais pode aumentar nossa habilidade para prever respostas, além de proteger os processos ambientais dos quais elas participam.

14. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRESEN, E. 2003. Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. *Ecography*, 26: 87-97, doi: 10.1034/j.1600-0587.2003.03362.x
- BARBAULT, R. 1995. Biodiversity dynamics: from population and community ecology approaches to a landscape ecology point of view. *Landscape and Urban Planning*, 31: 89-98, doi: 10.1016/0169-2046(94)01038-A
- BERLOW, E.L.; NEUTEL, ANJE-MARGIET; COHEN, J.E.; DE RUITER, P.C.; EBENMAN, B.; EMMERSON, M.; FOX, J.W.; JANSEN, V.A.A.; JONES, J.I.; KOKKORIS, G.D.; LOGOFET, D.O.; MCKANE, A.J.; MONTOYA, J.M. & PETCHEY, O. 2004. Interaction strengths in food webs: issues and opportunities. *Journal of Animal Ecology*, 73: 585-598, doi: 10.1111/j.0021-8790.2004.00833.x
- BORTOLI, C. & LAROCA, S. 1990. Estudo biocenótico em Apoidea (Hymenoptera) em uma área restrita em São José dos Pinhais (PR, Sul do Brasil) com notas comparativas. *Dusenía* 15: 1-112.
- BOTTA-DUKÁT. 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. 2005. *Journal of Vegetation Science* 16: 533-540.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Programa Nacional de Conservação da Biodiversidade. *A Convenção sobre Diversidade Biológica* – CDB. Cópia do Decreto Legislativo no. 2, de 5 de junho de 1992. Brasília – DF: MMA. 2000. 30 p.
- BRIAND, F. & COHEN, J.E. 1987. Environmental Correlates of Food Chain Length. *Science*, 238: 956-960, doi: 10.1126/science.3672136
- BROWN, J.H. & HESKE, E.J. 1990. Control of a Desert-Grassland Transition by a Keystone Rodent Guild. *Science*, 250: 1705-1707, doi: 10.1126/science.250.4988.1705
- BROOKS, D.R.; STORKEY, J.; CLARK, S.J.; FIRBANK, L.G.; PETIT, S. & WOIWOD, I.P. 2012. Trophic links between functional groups of arable plants and beetles are stable at a national scale. *Journal of Animal Ecology*, 81: 4-13, doi: 10.1111/j.1365-2656.2011.01897.x

- BRUNO, H. & OLIVIER, H. 2007. Using life-history traits to achieve a functional classification of habitats. *Applied Vegetation Science*, 10: 73-80, doi: 10.1658/1402-2001(2007)10[73:ULTTAA]2.0.CO;2
- CAMERON, T. 2002. 2002: The year of the 'diversity–ecosystem function' debate. *Trends in Ecology & Evolution*, 17: 495-496, doi: 10.1016/S0169-5347(02)02618-6
- CANE, J.H. 2001. Habitat fragmentation and native bees: a premature verdict? *Conservation Ecology*, 5 (1): 3. <<http://www.consecol.org/vol5/iss1/art3/>>. (Acesso em 12/03/2012).
- CARDINALE, B.J.; NELSON, K. & PALMER, M.A. 2000. Linking species diversity to the functioning of ecosystems: on the importance of environmental context. *Oikos*, 91: 175-183, doi: 10.1034/j.1600-0706.2000.910117.x
- CHACOFF, N.P. & AIZEN, M.A. 2006. Edge effects on flower-visiting insects in grapefruit plantations bordering premontane subtropical forest. *Journal of Applied Ecology*, 43: 18-27, doi: 10.1111/j.1365-2664.2005.01116.x
- CIANCIARUSO, M. V., SILVA, I. A. & BATALHA, M. A. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotrop.* 9 (3): 93-103.
- CLEMENTS, F.E. 1916. Plant succession: An analysis of the development of vegetation. Washington, DC: Carnegie Institute. *Washington Publ.* 242: 3-4.
- COLZANI, E.; SIQUEIRA, T.; SURIANO, M.T. & ROQUE, F.O. 2013. Responses of Aquatic Insect Functional Diversity to Landscape Changes in Atlantic Forest. *Biotropica* 45 (3): 343-350, doi: 10.1111/btp.12022
- DALERUM, F. 2013. Phylogenetic and functional diversity in large carnivore assemblages. *Proc R Soc B* 280: 1-9. doi: <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.0049>
- DALERUM, F.; CAMERON, E.Z.; KUNKEL, K. & SOMERS, M.J. 2012. Interactive effects of species richness and species traits on functional diversity and redundancy. *Theoretical Ecology* 5 (1): 129-139, doi: 10.1007/s12080-010-0104-y
- DANFORTH, B. N.; SIPES, S.; FANG, J. & BRADY, S. G. 2006. The history of early bee diversification based on five genes plus morphology. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 103 (41): 15118–15123.

- DE BELLO, F. 2012. The quest for trait convergence and divergence in community assembly: are null-models the magic wand? *Global Ecology and Biogeography* 21: 312-317, doi: 10.1111/j.1466-8238.2011.00682.x
- DE BELLO, F.; LAVOREL, S.; DÍAZ, S.; HARRINGTON, R.; CORNELISSEN, J.H.C.; BARDGETT, R.D.; BERG, M.P.; CIPRIOTTI, P.; FELD, C.K.; HERING, D.; SILVA, P.M.; POTTS, S.G.; SANDIN, L.; SOUSA, J.P.; STORKEY, J.; WARDLE, D.A. & HARRISON, P.A. 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity and Conservation* 19: 2873-2893, doi: 10.1007/s10531-010-9850-9
- DE PAULA, G.A.R. 2009. *Efeitos da Fragmentação de Habitat sobre a Assembleia de Abelhas: Comparação entre Padrões de Biomassa e Abundância*. Dissertação (Mestrado em Zoologia – Área de Concentração em Entomologia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná. 94 p.
- DE PAULA, G.A.R. 2013. Perspectiva histórica e estudo de conceitos em ecologia funcional. *Oecologia Australis*. 17 (3): 331-346, doi:http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2013.1703.02
- DEBASTIANI, V. J & PILLAR, V. D. 2012. SYNCOSA — R tool for analysis of metacommunities based on functional traits and phylogeny of the community components. *Bioinformatics* 28: 2067-2068 (acesso em 05 de abril de 2014).
- DÍAZ, S. & CABIDO, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16 (11): 646-655, doi: 10.1016/S0169-5347(01)02283-2
- DICK, C. W.; ETCHELECU G. & AUSTERLITZ, F. 2003. Pollen dispersal of tropical trees (*Dinizia excelsa*: Fabaceae) by native insects and African honeybees in pristine and fragmented Amazonian rainforest. *Molecular Ecology* 12 (3): 753-764.
- DUARTE, C.M. 2000. Marine biodiversity and ecosystem services: an elusive link. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250: 117-131, doi: 10.1016/S0022-0981(00)00194-5
- DUFF, J. E. 2003. Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. *Ecology Letters* 6: 680-687, doi: 10.1046/j.1461-0248.2003.00494.x
- EWERS, R.M. & DIDHAM, R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*: 1-26, doi:10.1017/S1464793105006949

- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487-515.
- FENSTER, C.B.; ARMBRUSTER, W.S; WILSON, P.; DUDASH, M.R.; & THOMSON, J.D. 2004. Pollinization syndromes and flora specialization. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 375-403, doi: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132347
- FLYNN, D.F.B.; MIROTECHNICK, N.; JAIN, M.; PALMER, M.I. & NAEEM, S. 2011. Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity – ecosystem-function relationships. *Ecology*, 92 (8): 1573-1581, doi: <http://dx.doi.org/10.1890/10-1245.1>
- GALLEGO, I.; DAVIDSONB, T.A.; JEPPESEN, E.; PÉREZ-MARTÍNEZC, C.; SÁNCHEZ-CASTILLOD, P.; JUANA, M.; FUENTES-RODRÍGUEZA, F.; LEÓNG, D.; PEÑALVERG, P.; TOJAG, J. & CASAS, J.J. 2012. Taxonomic or ecological approaches? Searching for phytoplankton surrogates in the determination of richness and assemblage composition in ponds. *Ecological Indicators* 18: 575-585, doi: 10.1016/j.ecolind.2012.01.002, doi:10.1016/j.ecolind.2012.01.002
- GARNIER, E., CORTEZ, J., BILLÈS, G., NAVAS, M.-L. ROUMET, C., DEBUSSCHE, M., LAURENT, G., BLANCHARD, A., AUBRY, D., BELLMANN, A., NEILL, C. & TOUSSAINT, J.-P. 2004. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology* 85: 2630–2637.
- GERISCH, M.; AGOSTINELLI, V.; HENLE, K. & DZIOCK, F. 2012. More species, but all do the same: contrasting effects of flood disturbance on ground beetle functional and species diversity. *Oikos* 121: 508-515, doi: 10.1111/j.1600-0706.2011.19749.x
- GITAY, H & NOBLE, I.R. 1997. What are functional types and how should we seek them? Pp 3-19. In: T. M. Smith, H. H. Shugart & F. I. Woodward (eds.). *Plant Functional Types — Their relevance to ecosystem properties and global changes*. Cambridge University Press. Cambridge. CB. 372 p.
- GITAY, H; NOBLE, I.R. & CONNELL, J.H. 1999. Deriving functional types for rain-forest trees. *Journal of Vegetation Science* 10: 641-650, doi: 10.2307/3237079
- GLEASON, H.A. 1939. The individualistic concept of the plant association. *American Midland Naturalist*, 21 (1): 92-110, doi: 10.1177/030913339602000205

- GONÇALVES, R.B. & MELO, G.A.R. 2005. A comunidade de abelhas (Hymenoptera, Apidae) em uma área restrita de campo natural no Parque Estadual de Vila Velha, Paraná: diversidade, fenologia e fontes florais de alimento. *Revista Brasileira de Entomologia* 49 (4): 557-571.
- GONÇALVES, R.B.; MELO, G.A.R. & AGUIAR, A.J.C. 2009. A assembleia de abelhas (Hymenoptera, Apidae) de uma área restrita de campos naturais do Parque Estadual de Vila Velha, Paraná e comparações com áreas de campos e cerrado. *Papéis Avulsos de Zoologia* 49 (14): 163-181.
- GONZÁLEZ, J.M.; BASAGUREN, A. & POZO, J. 2002. Size-mass relationships of stream invertebrates in a northern Spain stream. *Hydrobiologia* 489: 131-137.
- GRIMALDI, D. 1999. The Co-Radiations of Pollinating Insects and Angiosperms in the Cretaceous. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 86: 373-406, doi: 10.2307/2666181
- GRIMALDI, D. & ENGEL, M. S. 2005. Diversity and Evolution. Cap. 1. Pp 1-41. In: GRIMALDI, D. & ENGEL, M. S. (eds.). *Evolution of the Insects*. Cambridge University Press. New York. NY. 755 p.
- GRÖNROOS, M. & HEINO, J. 2012. Species richness at the guild level: effects of species pool and local environmental conditions on stream macroinvertebrate communities. *Journal of Animal Ecology* 81: 679-691, doi: 10.1111/j.1365-2656.2011.01938.x
- HEDDE, M.; VAN OORT, F. & LAMY, I. 2012. Functional traits of soil invertebrates as indicators for exposure to soil disturbance. *Environmental Pollution* 164: 59-65, doi: 10.1016/j.envpol.2012.01.017
- HOCHBERG, M.E. & HAWKINS, B.A. 1992. Refuges as a predictor of parasitoid diversity. *Science*, 255: 973-976, doi: 10.1126/science.255.5047.973
- JORDÁN, F. 2002. Searching for keystones in ecological networks. *Oikos*, 99 (3): 607-612, doi: 10.1126/science.255.5047.973
- JÚNIOR, E.E. S. & PILLAR, V.D. 2004. Respostas de tipos funcionais de plantas à intensidade de pastejo em vegetação campestre. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 39 (1): 1-9, doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2004000100001>

- KLEIN, A.-M.; STEFFAN-DEWENTER, I. & TSCHARNTKE, T. 2006. Rain forest promotes trophic interactions and diversity of trap-nesting Hymenoptera in adjacent agroforestry. *Journal of Animal Ecology* 75: 315-323.
- KLEIN, A.-M.; I., STEFFAN-DEWENTER & TSCHARNTKE, T. 2003. Pollination of *Coffea canephora* in relation to local and regional agroforestry management. *Journal of Applied Ecology* 40: 837–845.
- KLEMM, M. 1996. Man-Made bee habitats in the anthropogenous landscape of central Europe – substitutes for threatened or destroyed riverine habitats? Cap. 2. 17-34. In: A. Matheson, S. L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich & I. H. Williams (eds.). *The Conservation of Bees*. Linnean Society of London and the International Bee Research Association by Academic Press. San Diego. CA. 254 p.
- LALIBERTÉ, E. & LEGENDRE, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity. *Ecology* 91(1): 299-305, doi: <http://cran.r-project.org/web/packages/FDi>
- LALIBERTÉ, E. & SHIPLEY, B. 2011. FD: Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology. R Package version 1.0 -11. Disponível em: <http://cran.r-project.org/web/packages/FD> (acesso em 21 de março de 2014).
- LARKIN, L. L., NEFF, J. L. & SIMPSON, B. B. 2008. The evolution of a pollen diet: Host choice and diet breadth of *Andrena* bees (Hymenoptera: Andrenidae). *Apidologie* 39: 133–145, doi: 10.1051/apido:2007064
- LARSEN, T.H.; WILLIAMS, M.N. & KREMEN, C. 2005. Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. *Ecology Letters* 8: 538-547, doi: 10.1111/j.1461-0248.2005.00749.x
- LAVOREL, S.; GRIGULIS, K.; McINTYRE, S.; WILLIAMS, N.S.G.; GARDEN, D.; DORROUGH, J.; BERMAN, S.; QUÉTIER, F.; THÉBAULT, A. & BONIS, A. 2008. Assessing functional diversity in the field – methodology matters! *Functional Ecology* 22: 134-147, doi: 10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x
- LAVOREL, S.; McINTYRE, S. & FORBES, T.D.A. 1997. Plant, functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Tree* 12: 474-478, doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347\(97\)01219-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347(97)01219-6)

- LAVOREL, S.; McINTYRE, S. & GRIGULIS, K. 1999. Plant response to disturbance in a Mediterranean grassland: How many functional groups? *Journal of Vegetation Science* 10: 661-672.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. Numerical Ecology. *Elsevier Science B.V.* Amsterdam. 854 p.
- LIOW, L.H.; SODHI, N.S. & ELMQVIST, T. 2001. Bee diversity along a disturbance gradient in tropical lowland forests of south-east Asia. *Journal of Applied Ecology*, 38: 180-192, doi: 10.1046/j.1365-2664.2001.00582.x
- LOUAUT, F.; PILLAR, V.D.; AUFRÈRE, J.; GARNIER, E. & SOUSSANA, J.-F. 2005. Plant traits and functional types in response to reduced disturbance in a semi-natural grassland. *Journal of Vegetation Science*, 16: 151-160, doi: 10.1111/j.1654-1103.2005.tb02350.x
- LYASHEVSKA, O.; FARNSWORTH, K.D. 2012. How many dimensions of biodiversity do we need? *Ecological Indicators* 18: 485-492, doi: 10.1016/j.ecolind.2011.12.016
- MASON, N.W.H.; MOUILLOT, N.W.H., LEE, W.G. & WILSON, J.B. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111: 112-118, doi: 10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x
- MASON, N.W.H.; LANOISELE, C.; MOUILLOT, D.; IRZ, P. & ARGILLIER, C. 2007. Functional characters combined with null models reveal inconsistency in mechanisms of species turnover in lacustrine fish communities. *Oecologia* 153:441-452.
- MASON, N.W.H.; IRZ, P.; LANOISELÉE, C.; MOUILLOT, D. & ARGILLIER, C. 2008. Evidence that niche specialization explains species-energy relationships in lake fish communities. *Journal of Animal Ecology* 77: 285-296, doi: 10.1111/j.1365-2656.2007.01350.x
- MARTÍNEZ, A.; LARRAÑAGA, A.; BASAGUREN, A.; PÉREZ, J.; MENDOZA-LERA, C. & POZO, J. 2013. Stream regulation by small dams affects benthic macroinvertebrate communities: from structural changes to functional implications. *Hydrobiologia* 711: 31-42. doi: 10.1007/s10750-013-1459-z
- MARTINS, A. C. & MELO, G. A. R. 2009. Has the bumblebee *Bombus bellicosus* gone extinct in the northern portion of its distribution range in Brazil? *Journal of Insect Conservation* 14 (2): 207 - 210. <http://dx.doi.org/10.1590/S1984-46702013000200006>

- MARTINS, A. C., GONÇALVES, R. B. & MELO, G. A. R. 2013. Changes in wild bee fauna of a grassland in Brazil reveal negative effects associated with growing urbanization during the last 40 years. *Zoologia* 30 (2): 157–176, <http://dx.doi.org/10.1590/S1984-46702013000200006>
- MATHESON, A.; BUCHMANN, S. L.; O'TOOOLE, C.; WESTRICH, P. & WILLIAMS I. H. 1996. *The Conservation of Bees*. Academic Press Limited. London. 245p.
- MELO, G. A. R. & GONÇALVES, R. B. 2005. Higher-level bee classifications (Hymenoptera, Apoidea, Apidae *sensu lato*). *Revista Brasileira de Zoologia* 22 (1): 153 – 159.
- MELO, G. A. R.; MARTINS, A. C. & GONÇALVES, R. B. 2006. Alterações de longo prazo na estrutura de assembleias de abelhas: conhecimento atual e perspectivas, p. 150-155. In: W. C. Santana, C. H. Lobo & K. H. Hartfelder (eds.). *Anais do VII Encontro sobre Abelhas. Ribeirão Preto, FFCLRP-USP, FMRP-USP. CD-ROM*.
- MICHENER, C. D. 2007. The Bees of the World. *The Johns Hopkins University Press*. Baltimore, Maryland. 954 p.
- MINCKLEY, R. L.; CANE, J. H. & KERVIN, L. 1999. Spatial predictability and resource specialization (Hymenoptera: Apoidea) at a superabundant, widespread resource. *Biological Journal of the Linnean Society* 67: 119 -147.
- MORETTI, M.; DE BELLO, F.; ROBERTS, S.P.M. & POTTS, S.G. 2009. Taxonomical vs. functional responses of bee communities to fire in two contrasting climatic regions. *Journal of Animal Ecology* 78: 98 -108, doi: 10.1111/j.1365-2656.2008.01462.x
- MORETTI, M.; DE CACERES, M.; PRADELLA, C.; OBRIST, M. K.; WERMELINGER, B.; LEGENDRE, P. & DUELLI, P. 2010. Fire-induced taxonomic and functional changes in saproxylic beetle communities in fire sensitive regions. *Ecography* 33: 760 - 771, doi: 10.1111/j.1600-0587.2009.06172.x
- MOURE, J. S., URBAN, D & MELO, G. A. R. (Orgs). 2007. *Catalogue of Bees (Hymenoptera, Apoidea) in the Neotropical Region*. Sociedade Brasileira de Entomologia. Curitiba. xiv + 1058 pp.
- MÜLLER, S.C.; OVERBECK, G.E.; PFADENHAUER, J. & PILLAR, V.D. 2007. Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest–grassland ecotones. *Plant Ecology*, 189:1-14, doi 10.1007/s11258-006-9162-z

- NAEEM, S. & WRIGHT, J.P. 2003. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology Letters*, 6: 567-579, doi: 10.1046/j.1461-0248.2003.00471.x
- NEVES, F.S.; QUEIROZ-DANTAS, K.S.; DA ROCHA, W.D. & DELABIE, J.H.C. 2013. Ants of Three Adjacent Habitats of a Transition Region Between the Cerrado and Caatinga Biomes: The Effects of Heterogeneity and Variation in Canopy Cover. *Neotrop Entomol* 42: 258-268, doi: 10.1007/s13744-013-0123-7
- OKSANEN, J.; BLANCHET, G.F.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R.B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; HENRY, M.; STEVENS, H. & WAGNER, H. 2013. Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-10. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan> (acesso em 20 de fevereiro de 2014).
- PATINY, S.; MICHEZ, D. & DANFORTH, B. N. 2008. Phylogenetic relationships and host-plant evolution within the basal clade of Halictidae (Hymenoptera, Apoidea). *Cladistics* 24: 255 - 269.
- PETCHEY, O.L. & GASTON, K.J. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* 5: 402-411, doi: 10.1046/j.1461-0248.2002.00339.x
- PETCHEY, O.L. & GASTON, K.J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9: 741-758, doi: 10.1111/j.1461-0248.2006.00924
- PETCHEY, O.L. & GASTON, K.J. 2007. Dendrograms and measuring functional diversity. *Oikos* 116: 1422-1426, doi: 10.1111/j.2007.0030-1299.15894.x
- PETRIN, Z.; BRITAIN, J.E. & SALTVEIT, S.J. 2013. Mayfly and stonefly species traits and species composition reflect hydrological regulation: a meta-analysis. *The Society for Freshwater Science* 32(2): 425-437, doi: <http://dx.doi.org/10.1899/11-172.1>
- PILLAR, V.D. 1999. On the identification of optimal plant functional types. *Journal of Vegetation Science* 10: 631-640, doi: 10.2307/3237078
- PILLAR, V.D. & DUARTE, L. da S. 2010. A framework for metacommunity analysis of phylogenetic structure. *Ecology Letters* 13: 587-596, doi: 10.1111/j.1461-0248.2010.01456.x

- PILLAR, V.D. & SOSINSKI, E.E. 2003. An improved method for searching plant functional types by numerical analysis. *Journal of Vegetation Science*, 14: 323-332, doi: 10.1111/j.1654-1103.2003.tb02158.x
- PILLAR, V.D.; DUARTE, L. da S.; SOSINSKI, E.E & JONER, F. 2009. Discriminating trait-convergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients. *Journal of Vegetation Science* 20: 334-348, doi: 10.1111/j.1654-1103.2009.05666.x
- PODGAISKI, L.R.; MENDONÇA, M.S., JR. & PILLAR, V.D. 2011. O uso de Atributos Funcionais de Invertebrados terrestres na Ecologia: o que, como e por quê? *Oecologia Australis*, 15(4): 835-853.
- PURVIS, A. & HECTOR, A. 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature*, 405: 212-219, doi: 10.1038/35012221
- RICKETTS, T. H. 2004. Tropical forest fragments enhance pollinator activity in nearby coffee crops. *Conservation Biology* 18 (5): 1262-1271.
- ROCHA, M.R.; GAEDKE, U. & VASSEUR, D.A. 2011. Functionally similar species have similar dynamics. *Journal of Ecology* 9: 1453-1459, doi: 10.1111/j.1365-2745.2011.01893.x
- SAKAGAMI, S. F.; LAROCA, S. & MOURE, J. S. 1967. Wild bee biocoenotics in São José dos Pinhais (PR), South Brazil. Preliminary Report. *Journal do the Faculty of Science* 16 (2): 253-291.
- SAMEJIMA, H.; MARZUKI, M.; NAGAMITSU, T. & NAKASIZUKA, T. 2004. The effects of human disturbance on a stingless bee community in a tropical rainforest. *Biological Conservation* 120 (4): 577-587.
- SANTOS, B.R.C.; SILVA, M.A.; MEDEIROS, R.B.; BLANCO, C.; SOSINSKI, E.; PILLAR, V.D.; SAIBRO, J.C.; RODRIGUES, R.S. 2006. Interação comportamento de pastejo x dinâmica de tipos funcionais em pastagem natural na Depressão Central do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Zootecnia* 35 (5): 1897-1906, doi: 10.1590/S1516-35982006000700004
- SCHWARTZ, M.W.; BRIGHAM, C.A.; HOEKSEMA, J.D.; LYONS, K.G.; MILLS, M.H. & VAN MANTGEM, P.J. 2000. Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. *Oecologia* 122: 297-305, doi: 10.1007/s004420050035

- SEMENOVA, G.V. & VAN DER MAAREL, E. 2000. Plant functional types – a strategic perspective. *Journal of Vegetation Science* 11: 917-922, doi: 10.2307/3236562
- SILVA-PEREIRA, V. & SANTOS, G.M.M. 2006. Diversity in bee (Hymenoptera: Apoidea) and social wasp (Hymenoptera: Vespidae, Poistinae) community in “Campos Rupestres”, Bahia, Brasil. *Neotropical Entomology* 35 (2): 165-174, doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2006000200003>
- SILVEIRA, F. A.; MELO, G. A. R. & ALMEIDA, E. A. B. 2002. Abelhas Brasileiras – Sistemática e Identificação. 1ª Ed. *Fernando A. Silveira*, Belo Horizonte, Minas Gerais. 253p.
- SIPES, S. & TEPEDINO, V. J. 2005. Pollen-host specificity and evolutionary patterns of host switching in a clade of specialist bees (Apoidea: *Diadasia*). *Biological Journal of the Linnean Society* 86: 487 – 505.
- SKARPE, C. 1996. Plant functional types and climatic in a southern African savanna. *Journal of Vegetation Science*, 7: 397-404, doi: 10.2307/3236283
- STUBBLEFIELD, J. W. & SEGER, J. 1994. Sexual dimorphism in the Hymenoptera. In: Short, R. V. & Balaban, E., eds. *The Differences between the Sexes*. Cambridge University Press: 71 – 103.
- THOMPSON, K.; PETCHEY, O.L.; ASKEW, A.P.; DUNNETT, N.P.; BECKERMAN, A.P. & WILLIS, A.J. 2010. Little evidence for limiting similarity in a long-term study of a roadside plant community. *Journal of Ecology* 98: 480-487, doi: 10.1111/j.1365-2745.2009.01610.x
- TILMAN, D. 2001. Functional diversity. *Encyclopedia of diversity* 3: 109-121.
- TRINDADE-FILHO, J.; SOBRAL, F.L.; CIANCIARUSO, M.V. & LOYOLA, R.D. 2012. Using indicator groups to represent Bird phylogenetic and functional diversity. *Biological Conservation* 146: 155-162, doi:10.1016/j.biocon.2011.12.004
- TYLIANAKIS, J. M.; KLEIN, A.; LOZADA, T. & TSCHARNTKE, T. 2006. Spatial scale of observation affects α , β and γ diversity of cavity-nesting bees and wasps across a tropical land-use gradient. *Journal of Biogeography* 33: 1295–1304.
- VAN DER LINDEN, P.; PATRÍCIO, J.; MARCHINI, A.; CID, N.; NETO, J.M.; MARQUES, J.C. 2012. A biological trait approach to assess the functional

- composition of subtidal benthic communities in an estuarine ecosystem. *Ecological Indicators* 20: 121-133, doi:10.1016/j.ecolind.2012.02.004
- VANDEWALLE, M; DE BELLO, F; BERG, M.P.; BOLGER, T.; DOLÉDEC, S.; DUBS, F.; FELD, C.K.; HARRINGTON, R.; HARRISON, P.A.; LAVOREL, S.; SILVA, P.M.; MORETTI, M.; NIEMELA, J.; SANTOS, P.; SATTler, T.; SOUSA, J.P.; SYKES, M.T.; VANBERGEN, A.J. & WOODCOK, B.A. 2010. Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodivers Conserv*, 19: 2921-2947, doi: 10.1007/s10531-010-9798-9
- VERÍSSIMO, H.; BREMNERB, J.; GARCIAB, C.; PATRÍCIO, J.; VAN DER LINDEN, P. & MARQUESA, J.C. 2012. Assessment of the subtidal macrobenthic community functioning of a temperate estuary following environmental restoration. *Ecological Indicators* 23: 312-322, doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.020>
- VILLÉGER, S., MASON, N.W.H. & MOUILLOT, D. 2008. new multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89 (8). 2290 – 2301.
- VILLÉGER, S., GRENOUILLET, G. & BROSSE, S. 2013. Decomposing functional β -diversity reveals that low functional β -diversity is driven by low functional turnover in European fish assemblages. *Global Ecology and Biogeography* 22: 671-681. doi: 10.1111/geb.12021
- VIOLLE, C.; NAVAS, M-L.; VILE, D.; KAZAKOU, E.; FORTUNEL, C.; HUMMEL, I. & GARNIER E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116: 882-892, doi: 10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x
- WALKER, B.; KINZIG, A. & LANGRIDGE, J. 1999. Plant attribute diversity, resilience and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems*, 2: 95-113.
- WARSE, N.M. 2006. Specialization and generalization in plant-pollinator interactions: A historical perspective. Cap. 1. Pp 3-17. In: N. M. Warse & J. Ollerton (eds.). *Plant-Pollinator Interactions – From Specialization to Generalization*. The University of Chicago Press. Chicago. CG. 446 p.
- WCISLO, W. T. & CANE, J. H. 1996. Floral resource utilization by solitary bees (Hymenoptera: Apoidea) and exploitation of their stored foods by natural enemies. *Annual Review of Entomology* 41: 257-286.

- WESTRICH, P. 1996. Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. Cap. 1. Pp 2-16. In: A. Matheson, S. L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich & I. H. Willians (eds.). *The Conservation of Bees*. Linnean Society of London and the International Bee Research Association by Academic Press. San Diego, CA. 254 p.
- WILLIAMS, N.M. 2003. Use of novel pollen species by specialist and generalist solitary bees (Hymenoptera: Megachilidae). *Oecologia* 134: 228-237, doi:10.1007/s00442-002-1104-4
- WILLIAMS, N.M.; CRONE, E.E.; ROULSTON, T.H.; MINCKLEY, R.L.; PARKER, L. & POTTS, S.G. 2010. Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. *Biological Conservation* 143: 2280-2291, doi:10.1016/j.biocon.2010.03.024
- WHITTAKER, R.H. 1951. A Criticism of the Plant Association and Climatic Climax Concepts. *Northwest Science* 25: 17-31.
- ZAYED, A.; PACKER, L.; GRIXTI, J.C.; RUZ, L.; OWEN, R.E. & TORO, H. 2005. Increased Genetic Differentiation in a Specialist versus a Generalist Bee: Implications for Conservation. *Conservation Genetics* 6: 1017-1026, doi 10.1007/s10

APÊNDICES

Apêndice 1: Lista das espécies de abelhas amostradas nos dois conjuntos de levantamentos sistematizados: Sakagami *et al.* (1967), A1; Bortoli & Laroca (1990), A2; Martins *et al.* (2013), A3; Gonçalves e Melo (2005), V1 e Gonçalves *et al.* (2009), V2. PS_f e PS_m em mg. Para *Bombus* são apresentados os valores de fêmeas ponderando a proporção e o peso seco de rainhas e operárias (método em De Paula 2009) e machos. A – ausência, P – presença, ? – incerteza da presença e valor de abundância da espécie. *Valores estimados a partir da média do gênero para o mesmo sexo. **Valores obtidos pela estimativa a partir do outro sexo da mesma espécie.

N	UNIDADE TAXONÔMICA	PS _f	PS _m	V1	V2	A1	A2	A3
ANDRENINAE								
Calliopsini Robertson, 1922								
1	<i>Acampopoeum priini</i> (Holmberg, 1884)	9,72	6,91	A	A	P	P	P
2	<i>Callonychium</i> (<i>Callonychium</i>) <i>penutiae</i> Cure & Wittmann, 1990	3,75	2,25	P	P	P	A	A
Oxaeini Ashmead, 1899								
3	<i>Oxaea flavescens</i> Klug, 1807	177,26	144,54	P	P	A	A	A
Protandrenini Robertson, 1904								
4	<i>Anthrenoides alvarengai</i> Urban, 2007	3,04	-	A	A	?	A	P
5	<i>Anthrenoides antonii</i> Urban, 2005	7,83	6,39	A	A	?	A	P
6	<i>Anthrenoides larocai</i> Urban, 2005	8,70	-	A	P	?	A	P
7	<i>Anthrenoides meridionalis</i> (Schrottky, 1906)	5,56	-	A	A	?	A	P
8	<i>Anthrenoides paranaensis</i> Urban, 2005	4,74	0,56	P	A	A	A	A
9	<i>Anthrenoides meloi</i> Urban, 2005	-	2,42	P	A	A	A	A
10	<i>Anthrenoides paolae</i> Urban, 2005	4,84	-	P	A	A	A	A
11	<i>Anthrenoides petuniae</i> Urban, 2005	4,84	-	P	A	A	A	A
12	<i>Anthrenoides rodrigo</i> Urban, 2005**	5,82	4,95	A	P	?	A	P
13	<i>Anthrenoides</i> sp 1 Urban, 2005**	7,22	6,04	P	A	?	A	P
14	<i>Anthrenoides</i> sp 1 (A2)	4,84	2,42	A	A	A	P	A
15	<i>Anthrenoides</i> sp 2 (A2)	4,84	-	A	A	A	P	A
16	<i>Anthrenoides</i> sp 3 (A2)	4,84	-	A	A	A	P	A
17	<i>Anthrenoides</i> sp 4 (A2)	4,84	2,42	A	A	A	P	A
18	<i>Anthrenoides</i> sp 5 (A2)	4,84	2,42	A	A	A	P	A
19	<i>Parapsaenythia serripes</i> (Ducke, 1908)	12,30	-	A	A	A	P	A
20	<i>Psaenythia annulata</i> Gerstaecker, 1868	62,32	39,35	P	P	?	P	P
21	<i>Psaenythia bergii</i> Holmberg, 1884	14,47	12,67	P	P	?	P	P
22	<i>Psaenythia capito</i> Gerstaecker, 1868	16,77	-	A	A	?	A	A
23	<i>Psaenythia collaris</i> Schrottky, 1906	13,05	9,79	P	P	P	P	P
24	<i>Psaenythia nomadoides</i> Gerstaecker, 1868	17,43	11,70	A	A	?	P	A
25	<i>Psaenythia quadrifasciata</i> Friese, 1908	24,82	17,51	A	P	?	P	A
26	<i>Psaenythia</i> sp 1(V1)	1,26	0,66	P	A	A	A	A
27	<i>Cephalurgus anomalus</i> Moure e Lucas Oliveira, 1962	1,18	2,63	P	A	A	A	P
28	<i>Rhopitulus</i> aff. <i>holostictus</i> (Schlindwein & Moure, 1998)	2,05	1,50	P	P	A	A	A
29	<i>Rhopitulus</i> aff. <i>steinbachi</i> (Friese, 1916)	2,68	1,74	P	A	A	A	A
30	<i>Rhopitulus reticulatus</i> (Schlindwein & Moure, 1998)	3,24	-	P	A	A	A	A
31	<i>Rhopitulus</i> sp 1 (A1)	2,58	1,89	A	A	P	A	A
32	<i>Rhopitulus</i> sp 1 (A3)	2,83	-	A	A	A	A	P
33	<i>Rhopitulus</i> sp 1 (V1)	3,04	1,94	P	A	A	A	A
34	<i>Rhopitulus</i> sp 2 (V1)	2,95	1,76	P	A	A	A	A
35	<i>Rhopitulus</i> sp 3 (V1)	-	2,67	P	A	A	A	A
36	<i>Rhopitulus</i> sp 4 (V1)	2,58	-	P	A	A	A	A
37	<i>Rhopitulus</i> sp 1 (V1)	2,37	-	P	A	A	A	A
APINAE								
Anthophorini Dahlbom, 1835								
38	<i>Anthophora</i> (<i>Mystacanthophora</i>) <i>paranensis</i> Holmberg, 1903	72,94	41,90	P	P	P	P	A
Apini Latreille, 1802								
39	<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758**	35,60	26,62	P	P	P	P	P
Bombini Latreille, 1802								
40	<i>Bombus</i> (<i>Fervidobombus</i>) <i>pauloensis</i> Friese, 1913	124,06	77,56	P	P	?	P	P
41	<i>Bombus</i> (<i>Fervidobombus</i>) <i>bellicosus</i> Smith, 1879	119,13	83,54	P	A	?	P	A
42	<i>Bombus</i> (<i>Fervidobombus</i>) <i>morio</i> (Swederus, 1787)	199,58	132,62	P	P	?	P	P
Centridini Cockerell & Cockerell, 1901								
43	<i>Centris</i> (<i>Hemisiella</i>) <i>tarsata</i> Smith, 1874	81,59	-	P	P	P	A	A
44	<i>Centris</i> (<i>Melacentris</i>) <i>xanthocnemis</i> (Perty, 1833)	648,24	-	P	A	A	A	A

Apêndice 1: Continuação.

45	<i>Centris (Melacentris) sp.1 (V1)</i>	562,89	-	P	A	A	A	A
46	<i>Centris (Paracentris) burgdorfi</i> Friese, 1900	229,78	190,70	P	P	A	A	A
47	<i>Centris (Trachina) proxima</i> Friese, 1899	206,72	-	P	P	A	A	A
48	<i>Centris (Xanthemis) bicolor</i> Lepeletier, 1841	295,41	-	P	A	A	A	A
49	<i>Epicharis (Epicharitides) iheringi</i> Friese, 1899	71,29	-	P	A	A	A	A
50	<i>Epicharis (Epicharoides) picta</i> (Smith, 1874)	116,08	109,60	P	A	A	A	A
51	<i>Epicharis (Triepicharis) analis</i> Lepeletier, 1841	204,79	177,26	A	P	A	A	A
Emphorini Robertson, 1904								
52	<i>Ancylloscelis romeroi</i> (Holmberg, 1903)	17,82	13,59	P	P	A	A	A
53	<i>Melitoma segmentaria</i> (Fabricius, 1804)	37,91	20,54	P	A	A	A	P
54	<i>Melitoma</i> sp 1 (A3)	-	27,22	A	A	A	A	P
55	<i>Ptilothrix plumata</i> Smith, 1853	31,56	-	P	A	A	A	A
56	<i>Ptilothrix</i> sp 1 (V1)	-	12,16	A	P	A	A	A
Euglossini Latreille, 1802								
57	<i>Eufriesea violascens</i> (Mocsáry, 1898)	229,78	-	P	A	A	A	A
58	<i>Eulaema (Apeulaema) nigrita</i> Lepeletier, 1841	279,70	-	A	P	A	A	A
Ericroidini Cockerell & Atkins, 1902								
59	<i>Ctenioschelus goryi</i> (Romand, 1840)	86,29	-	P	A	A	A	A
60	<i>Mesonychium coerulescens</i> Lepeletier & Serville, 1825	28,48	-	P	A	A	A	A
Eucerini Latreille, 1802								
61	<i>Gaesischia (Gaesischiopsis) aurea</i> Urban, 1968	31,52	22,80	A	A	?	P	A
62	<i>Gaesischia (Gaesischiopsis) flavoclipeata</i> Michener, LaBerge & Moure, 1955	41,24	26,00	A	A	?	P	A
63	<i>Gaesischia (Gaesischia) fulgurans</i> (Holmberg, 1903)	30,04	22,12	A	A	P	P	A
64	<i>Gaesischia (Gaesischia) nigra</i> Moure, 1968	-	22,01	A	A	?	A	A
65	<i>Melissodes (Ecleptica) nigroaenea</i> (Smith, 1854)	26,61	15,56	A	A	A	P	P
66	<i>Melissodes (Ecleptica) sexcincta</i> (Lepeletier, 1841)	-	20,63	A	P	A	A	A
67	<i>Melissoptila aureocincta</i> Urban, 1968	20,75	12,38	A	A	P	A	P
68	<i>Melissoptila bonaerensis</i> Holmberg, 1903	16,43	-	A	A	P	P	A
69	<i>Melissoptila cnecomala</i> (Moure, 1944)	12,82	7,80	A	A	?	P	P
70	<i>Melissoptila larocai</i> Urban, 1998	17,16	10,39	A	P	A	A	A
71	<i>Melissoptila minarum</i> (Bertoni & Schorotty, 1910)	21,69	20,13	P	A	A	P	P
72	<i>Melissoptila paraguayensis</i> (Brèthes, 1909)	34,76	-	A	A	?	A	P
73	<i>Melissoptila richardiae</i> Bertoni & Schrottky, 1910	17,98	11,52	P	A	?	P	A
74	<i>Melissoptila setigera</i> Urban, 1998	21,91	-	A	A	A	A	P
75	<i>Melissoptila similis</i> Urban, 1988	17,65	-	A	A	A	A	P
76	<i>Melissoptila thoracica</i> (Smith, 1854)	19,43	14,88	A	A	A	A	P
77	<i>Thygater (Nectarodiaeta) mourei</i> Urban, 1961	73,22	-	P	P	A	A	A
78	<i>Thygater (Thygater) analis</i> (Lepeletier, 1841)	59,14	34,47	A	A	P	P	P
Exomalopsini Michener, 1944								
79	<i>Exomalopsis dubia</i> Silveira and E. A. B. Almeida, 2009["", 2008"]	4,91	-	A	P	A	A	A
80	<i>Exomalopsis (Exomalopsis) analis</i> Spinola, 1853	9,85	-	P	P	P	A	P
81	<i>Exomalopsis perikalles</i> Silveira and E. A. B. Almeida, 2009["", 2008"]	22,28	-	A	P	A	A	A
82	<i>Exomalopsis (Phanomalopsis) trifasciata</i> Brèthes, 1910	9,53	-	A	A	?	A	P
83	<i>Exomalopsis (Phanomalopsis) sp 1 (A2)</i>	11,08	8,02	A	A	A	P	A
84	<i>Exomalopsis (Phanomalopsis) sp 2 (A2)</i>	11,08	-	A	A	A	P	A
85	<i>Exomalopsis (Phanomalopsis) sp 1 (V1 e V2)</i>	13,28	8,02	P	P	A	A	A
86	<i>Exomalopsis</i> sp (A1)	11,08	-	A	A	P	A	A
Isepeolini Rozen, Eickwort & Eickwort, 1978								
87	<i>Isepeolus viperinus</i> (Holmberg, 1886)	13,78	11,20	A	A	?	A	A
88	<i>Isepeolus</i> sp (A1)	13,78	11,20	A	A	?	A	A
Meliponini Lepeletier, 1836								
89	<i>Melipona (Melipona) quadrifasciata</i> Lepeletier, 1836	39,95	38,89	P	A	P	A	P
90	<i>Plebeia emerina</i> (Friese, 1900)	4,09	-	P	A	P	A	A
91	<i>Scaptotrigona bipunctata</i> (Lepeletier, 1836)	10,04	-	P	P	A	A	A
92	<i>Tetragonisca angustula</i> (Latreille, 1811)	1,63	-	P	A	A	A	P
93	<i>Trigona spinipes</i> (Fabricius, 1793)	8,24	-	P	P	P	P	P
Nomadini Latreille, 1802								
94	<i>Brachynomada</i> sp 1 (A3)	5,10	5,14	A	A	A	A	P
95	<i>Brachynomada</i> sp 2 (A3)	5,10	3,83	A	A	A	A	P

Apêndice 1: Continuação.

96	<i>Brachynomada</i> sp 1 (V1)	2,72	-	A	P	A	A	A
97	<i>Nomada</i> sp 1 (A1)	4,86	-	A	A	P	A	A
98	<i>Nomada</i> sp 1 (A3)	-	5,14	A	A	A	A	P
99	<i>Nomada</i> sp 2 (A3)	-	7,48	A	A	A	A	P
100	<i>Nomada</i> sp 1 (V1)	4,74	-	P	A	A	A	A
101	<i>Trophocleptria variolosa</i> Holmberg, 1886	8,70	12,20	A	A	P	A	A
Osirini Handlirsch, 1925								
102	<i>Osirinus santiagai</i> (Almeida, 1996)	-	5,14	P	A	A	A	A
103	<i>Osirinus</i> sp.1 (V1 e V2)	8,02	-	P	P	A	A	A
104	<i>Parepeolus aterrimus</i> (Fries, 1906)	14,47	-	P	A	A	A	A
105	<i>Parepeolus niger</i> Roig-Alsina, 1989	5,14	-	A	P	A	A	A
Tapinotaspini Roig-Alsina & Michener, 1993								
106	<i>Arhysoceble dichroopoda</i> Moure, 1948	8,58	6,01	P	P	A	A	A
107	<i>Caenonomada labrata</i> Zanella, 2002	44,93	-	A	P	A	A	A
108	<i>Lanthanomalissa betinae</i> Urban, 1995	-	4,74	A	A	A	A	P
109	<i>Lanthanomalissa aff. clementis</i> (V1 e V2) Urban, 1995	6,96	5,62	P	P	A	A	A
110	<i>Lanthanomalissa</i> sp (A1)	5,95	-	A	A	P	A	A
111	<i>Lanthanomalissa</i> sp 1 (V1)	3,83	-	A	P	A	A	A
112	<i>Lanthanomalissa (Lanthanomalissa)</i> sp 1 (A2)	5,95	4,74	A	A	A	P	A
113	<i>Lanthanomalissa (Lanthanomalissa)</i> sp 2 (A2)	5,95	4,74	A	A	A	P	A
114	<i>Lophopedia pygmaea</i> (Schrottky, 1902)	12,28	-	P	A	A	A	A
115	<i>Lophopedia</i> sp.1 (V1)	12,71	-	P	A	A	A	A
116	<i>Paratetrapedia fervida</i> (Smith, 1879)	16,52	-	A	A	A	P	A
117	<i>Paratetrapedia</i> sp.1 (V1)**	18,46	14,45	P	A	A	A	A
118	<i>Paratetrapedia</i> sp.1 (V1)	17,17	14,61	A	P	A	A	A
119	<i>Tapinotaspoides serraticornis</i> (Fries, 1899)	14,96	9,60	P	P	P	P	A
120	<i>Xanthopedia iheringii</i> (Fries, 1899)	12,16	9,79	P	A	A	A	A
Tetrapediini Michener & Moure, 1957								
121	<i>Tetrapedia</i> sp.1 (V1)	15,73	11,33	P	A	A	A	A
Xylocopini Latreille, 1802								
122	<i>Ceratina (Ceratinula) cfr. biguttulata</i> (Moure, 1941)	0,83	0,96	P	A	A	A	P
123	<i>Ceratina (Ceratinula) oxalidis</i> Schrottky, 1907	0,93	-	A	A	P	A	A
124	<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp 1 (A1)	0,93	-	A	A	P	A	A
125	<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp 1 (A2)	1,12	0,96	A	A	A	P	A
126	<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp 2 (A2)**	1,12	-	A	A	A	P	A
127	<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp 3 (A2)	1,12	-	A	A	A	P	A
128	<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp 4 (A2)	1,12	-	A	A	A	P	A
129	<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp 1 (A3)	1,03	0,65	A	A	A	A	P
130	<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp 2 (A3)	1,03	0,99	A	A	A	A	P
131	<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp 1 (V1)	0,98	0,74	P	P	A	A	A
132	<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp 2 (V1)	1,44	1,00	A	P	A	A	A
133	<i>Ceratina (Crewella) assuncionis</i> Strand, 1910	13,51	8,78	A	A	P	P	P
134	<i>Ceratina (Crewella) rupestris</i> Holmberg, 1884	29,64	31,11	P	P	A	A	P
135	<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.1 (V1)	15,16	-	P	A	A	A	A
136	<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.2 (V1)	13,13	9,91	P	P	A	A	A
137	<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.3 (V1)	14,17	11,10	P	A	A	A	A
138	<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.4 (V1)	28,91	-	P	A	A	A	A
139	<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.5 (V1)**	6,04	5,12	P	A	A	A	A
140	<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.6 (V1)	18,46	-	P	A	A	A	A
141	<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.7 (V1)	-	4,74	A	P	A	A	A
142	<i>Ceratina</i> sp (A1)	1,18	-	A	A	P	A	A
143	<i>Ceratina</i> sp 1 (A2)	1,18	1,12	A	A	A	P	A
144	<i>Ceratina</i> sp 2 (A2)	1,18	-	A	A	A	P	A
145	<i>Ceratina</i> sp 3 (A2)	1,18	-	A	A	A	P	A
146	<i>Ceratina</i> sp 4 (A2)	-	3,96	A	A	A	P	A
147	<i>Ceratina</i> sp 5 (A2)	1,18	-	A	A	A	P	A
148	<i>Ceratina (Rhysoceratina)</i> sp 1 (A2)	2,96	-	A	A	?	P	A
149	<i>Ceratina (Rhysoceratina)</i> sp 1 (A3)	4,45	2,96	A	A	A	A	P
150	<i>Ceratina (Rhysoceratina)</i> sp 2 (A3)	3,19	-	A	A	A	A	P

Apêndice 1: Continuação.

151	<i>Ceratina (Rhysocerotina)</i> sp 3 (A3)	-	1,68	A	A	A	A	P
152	<i>Ceratina (Rhysocerotina)</i> sp 1 (V1 e V2)	4,40	3,30	P	P	A	A	A
153	<i>Ceratina (Rhysocerotina)</i> sp 2 (V1)	4,24	-	P	A	A	A	A
154	<i>Ceratina (Rhysocerotina)</i> sp 3 (V1)	3,50	-	P	A	A	A	A
155	<i>Ceratina (Rhysocerotina)</i> sp 4 (V2)	2,33	-	A	P	A	A	A
156	<i>Xylocopa (Dasyxylocopa) bimaculata</i> Friese, 1903	177,26	-	P	A	A	A	A
157	<i>Xylocopa (Nanoxycopa) ciliata</i> Burmeister, 1876	139,26	114,76	P	P	?	P	A
158	<i>Xylocopa (Neoxylocopa) augusti</i> Lepeletier 1841	524,95	514,27	P	P	?	P	P
159	<i>Xylocopa (Neoxylocopa) frontalis</i> (Olivier, 1789)	125,57	-	P	A	A	P	A
160	<i>Xylocopa (Schonnherria) macrops</i> Lepeletier, 1841	245,70	304,01	A	P	A	A	A
161	<i>Xylocopa (Stenoxycopa) artifex</i> Smith, 1874	157,64	-	P	P	?	A	A
COLLETINAE								
Colletini Lepeletier, 1841								
162	<i>Colletes rugicollis</i> Friese, 1908	26,00	16,16	P	A	?	P	P
163	<i>Colletes rufipes</i> Smith, 1879	24,35	-	A	A	?	P	A
164	<i>Colletes kerri</i> Moure, 1956	24,02	18,29	A	A	?	A	A
165	<i>Colletes michenerianus</i> Moure, 1956	24,02	18,29	A	A	?	A	A
166	<i>Colletes</i> sp 1 (A2)	35,29	-	A	A	A	P	A
167	<i>Colletes</i> sp 2 (A2)	-	26,56	A	A	A	P	A
168	<i>Colletes</i> sp 1 (V1)	22,56	-	P	A	A	A	A
169	<i>Colletes</i> sp 2 (V2)	14,88	13,67	A	P	A	A	A
Diphaglossini Vachal, 1909								
170	<i>Ptiloglossa hemileuca</i> Moure, 1944	21,48	21,48	A	A	P	A	A
Hylaeini Viereck, 1916								
171	<i>Hylaeus aff. binus</i> (Vachal, 1909)	8,30	-	P	A	A	A	A
172	<i>Hylaeus culiciformis</i> (Schrottky, 1906)	1,61	-	P	A	A	A	A
173	<i>Hylaeus rivalis</i> (Schrottky, 1906)*	4,00	2,55	A	A	?	A	A
174	<i>Hylaeus (Hylaeopsis) gracillimus</i> (Schrottky, 1902)	4,36	1,91	P	A	A	A	A
175	<i>Hylaeus (Hylaeopsis)</i> sp 1 (A1)*	4,00	2,55	A	A	?	A	A
176	<i>Hylaeus (Hylaeopsis)</i> sp 1 (A3)	-	2,50	A	A	A	A	P
177	<i>Hylaeus (Hylaeopsis)</i> sp 1 (V1)	3,50	-	P	A	A	A	A
178	<i>Hylaeus (Hylaeopsis)</i> sp 2 (V1)	4,74	2,37	P	A	A	A	A
179	<i>Hylaeus (Hylaeopsis)</i> sp 3 (V1)	4,94	3,83	P	A	A	A	A
180	<i>Hylaeus (Hylaeopsis)</i> sp 4 (V1)	-	2,14	P	A	A	A	A
181	<i>Hylaeus (Hylaeopsis)</i> sp 5 (V1)	2,31	-	P	A	A	A	A
182	<i>Hylaeus (Hylaeopsis)</i> sp 7 (V1)	2,23	-	P	A	A	A	A
Neopasiphaeini Cockerell, 1930								
183	<i>Belopria zonata</i> Moure 1956	17,98	10,06	A	A	A	A	P
184	<i>Belopria</i> sp 1 (A3)	-	12,90	A	A	A	A	P
185	<i>Hexanthes missionica</i> Oglobin, 1948	16,05	17,28	P	A	A	P	A
186	<i>Nomiocolletes</i> sp 1 (V2)	16,43	12,28	A	P	A	A	A
187	<i>Perditomorpha leaena</i> (Vachal 1909)	8,81	6,81	A	A	A	P	P
188	<i>Tetraglossula anthracina</i> (Michener, 1989)	17,31	14,88	A	A	P	P	P
189	<i>Tetraglossula bigamica</i> (Strand, 1910)	11,73	10,58	A	A	P	A	A
Xeromelissini Cockerell, 1926								
190	<i>Chilicola (Oediscelis) dalmeidai</i> (Moure, 1946)	1,09	1,51	P	A	P	A	A
191	<i>Chilicola (Oediscelis)</i> sp 1 (A3)	1,07	0,93	A	A	A	A	P
192	<i>Chilicola (Oediscelis)</i> sp 1 (V1)	1,17	1,07	P	A	A	A	A
193	<i>Chilicola (Oediscelis)</i> sp 2 (V1)	1,03	-	P	A	A	A	A
194	<i>Chilicola (Oediscelis)</i> sp 3 (V1)	-	1,14	P	A	A	A	A
195	<i>Chilicola (Oediscelis)</i> sp 1 (V2)	1,26	1,09	A	P	A	A	A
196	<i>Chilicola (Oediscelis)</i> sp 4 (V2)	1,03	-	A	P	A	A	A
197	<i>Chilicola (Prosopoides)</i> sp 1 (A3)	0,59	1,25	A	A	A	A	P
198	<i>Chilicola (Prosopoides)</i> sp 1 (V1)	0,51	0,66	P	A	A	A	A
199	<i>Chilicola (Prosopoides)</i> sp 1 (V2)	0,57	0,52	A	P	A	A	A
HALICTINAE								
Augochlorini Beebe, 1925								
200	<i>Augochlora (Augochlora) amphitrite</i> (Schrottky, 1910)	8,41	6,96	P	P	P	P	P
201	<i>Augochlora (Augochlora) cydippe</i> (Schrottky, 1910)	9,79	6,71	P	A	A	A	A

Apêndice 1: Continuação.

202	<i>Augochlora (Augochlora) daphnis</i> Smith, 1853	6,35	5,78	P	A	A	A	A
203	<i>Augochlora (Augochlora) dolichocephala</i> (Moure, 1941)	6,47	4,87	P	A	A	A	A
204	<i>Augochlora (Augochlora) foxiana</i> Cockerell, 1900	9,63	-	P	A	A	A	A
205	<i>Augochlora (Oxystoglossella) iphigenia</i> Holmberg, 1886	2,17	2,72	P	P	P	P	P
206	<i>Augochlora (Oxystoglossella) thalia</i> Smith, 1879*	6,42	5,59	A	A	?	?	A
207	<i>Augochlora</i> sp 1 (A1)	5,92	-	A	A	P	A	A
208	<i>Augochlora</i> sp 1 (A3)	8,47	6,47	A	A	A	A	P
209	<i>Augochlora</i> sp 2 (A3)	4,94	-	A	A	A	A	P
210	<i>Augochlora</i> sp 3 (A3)	5,56	5,63	A	A	A	A	P
211	<i>Augochlora</i> sp 1 (V2)	2,90	-	A	P	A	A	A
212	<i>Augochlorella ephyra</i> (Schrottky, 1910)	3,16	2,82	A	A	A	P	P
213	<i>Augochlorella iopoecila</i> Moure, 1950	3,19	-	A	A	?	P	P
214	<i>Augochlorella</i> sp 1 (A2)	3,18	-	A	A	A	P	A
215	<i>Augochlorella</i> sp 2 (A2)	-	2,82	A	A	A	P	A
216	<i>Augochlorella</i> sp (A1)	3,18	-	A	A	P	A	A
217	<i>Augochlorodes politus</i> Gonçalves and Melo, 2008	1,79	-	A	P	A	A	A
218	<i>Augochlorodes</i> sp	1,79	1,65	A	A	P	A	A
219	<i>Augochloropsis anisitsi</i> (Schrottky, 1908)	26,67	14,07	P	P	?	P	P
220	<i>Augochloropsis brachycephala</i> Moure, 1943*	10,53	9,36	A	A	?	A	A
221	<i>Augochloropsis cleopatra</i> (Schrottky, 1902)	13,95	11,41	P	A	?	P	P
222	<i>Augochloropsis</i> aff. <i>cognata</i> Moure, 1944	10,24	-	P	A	A	A	A
223	<i>Augochloropsis cupreola</i> (Cockerell, 1900)	8,41	7,01	A	A	?	P	P
224	<i>Augochloropsis</i> aff. <i>cyanea</i> (Schrottky, 1902) (V1 e V2)**	31,11	23,48	P	P	A	A	A
225	<i>Augochloropsis deianira</i> (Schrottky, 1910)**	7,09	5,94	P	P	?	P	A
226	<i>Augochloropsis iris</i> (Schrottky, 1902)	12,45	13,83	A	P	P	P	P
227	<i>Augochloropsis liopelte</i> (Moure, 1940)	17,65	17,98	A	A	A	P	P
228	<i>Augochloropsis</i> aff. <i>melanochaeta</i> Moure, 1950	8,07	7,64	P	P	A	A	A
229	<i>Augochloropsis multiplex</i> (Vachal, 1903)	8,30	6,76	P	P	A	P	P
230	<i>Augochloropsis rotalis</i> (Vachal, 1903)	6,96	-	P	A	A	A	A
231	<i>Augochloropsis rufisetis</i> (Vachal, 1903)	10,24	-	A	A	?	P	A
232	<i>Augochloropsis semele</i> (Schrottky, 1902)	14,88	-	P	A	A	A	A
233	<i>Augochloropsis sparsilis</i> (Vachal, 1903)	1,59	1,25	P	P	A	A	A
234	<i>Augochloropsis symplerens</i> (Vachal, 1903)	8,35	8,02	P	P	A	A	P
235	<i>Augochloropsis terrestris</i> (Vachal, 1903)*	10,53	9,36	A	A	?	A	A
236	<i>Augochloropsis</i> sp (A1)	10,24	-	A	A	P	A	A
237	<i>Augochloropsis</i> sp 1 (A2)	10,24	-	A	A	A	P	A
238	<i>Augochloropsis</i> sp 2 (A2)	10,24	-	A	A	A	P	A
239	<i>Augochloropsis</i> sp 3 (A2)	10,24	-	A	A	A	P	A
240	<i>Augochloropsis</i> sp 4 (A2)	10,24	-	A	A	A	P	A
241	<i>Augochloropsis</i> sp 5 (A2)	-	7,44	A	A	A	P	A
242	<i>Augochloropsis</i> sp 6 (A2)	10,24	-	A	A	A	P	A
243	<i>Augochloropsis</i> sp 7 (A2)	10,24	-	A	A	A	P	A
244	<i>Augochloropsis</i> sp 8 (A2)	10,24	-	A	A	A	P	A
245	<i>Augochloropsis</i> sp 9 (A2)	10,24	-	A	A	A	P	A
246	<i>Augochloropsis</i> sp 10 (A2)	-	7,44	A	A	A	P	A
247	<i>Augochloropsis</i> sp 1 (A3)	7,32	5,35	A	A	A	A	P
248	<i>Augochloropsis</i> sp 2 (A3)	4,00	-	A	A	A	A	P
249	<i>Augochloropsis</i> sp 3 (A3)	6,42	6,01	A	A	A	A	P
250	<i>Augochloropsis</i> sp 4 (A3)	-	7,44	A	A	A	A	P
251	<i>Augochloropsis</i> sp 5 (A3)	7,30	7,22	A	A	A	A	P
252	<i>Augochloropsis</i> sp 6 (A3)	6,96	-	A	A	A	A	P
253	<i>Augochloropsis</i> sp 7 (A3)	14,88	-	A	A	A	A	P
254	<i>Augochloropsis</i> sp 8 (A3)	14,07	-	A	A	A	A	P
255	<i>Augochloropsis</i> sp 1 (V1)	-	12,53	P	A	A	A	A
256	<i>Augochloropsis</i> sp 2 (V1 e V2)	10,21	-	P	P	A	A	A
257	<i>Augochloropsis</i> sp 3 (V1)	6,71	-	P	A	A	A	A
258	<i>Augochloropsis</i> sp 5 (V1)	-	6,96	P	A	A	A	A
259	<i>Augochloropsis</i> sp 6 (V2)	5,78	-	A	P	A	A	A
260	<i>Augochloropsis</i> sp 7 (V2)	8,30	-	A	P	A	A	A

Apêndice 1: Continuação.

261	<i>Augochloropsis</i> sp 8 (V2)	12,90	-	A	P	A	A	A
262	<i>Augochloropsis</i> sp 9 (V2)	6,84	-	A	P	A	A	A
263	<i>Ceratalictus clonius</i> (Brèthes, 1909)	2,89	2,67	P	P	P	P	P
264	<i>Ceratalictus stigon</i> (Vachal, 1911)	3,03	2,76	P	P	A	A	P
265	<i>Ceratalictus</i> sp (A1)	3,56	-	A	A	P	A	A
266	<i>Ceratalictus</i> sp (V1)	5,00	-	P	A	A	A	A
267	<i>Neocorynura aenigma</i> (Gribodo, 1894)	5,71	3,41	A	A	?	P	P
268	<i>Neocorynura atromarginata</i> (Cockerell, 1901)	8,79	-	A	P	A	A	P
269	<i>Neocorynura polybioides</i> (Ducke, 1906)	-	4,36	A	P	?	A	A
270	<i>Paroxystoglossa andromache</i> (Schrottky, 1909)	6,67	6,71	P	P	?	A	P
271	<i>Paroxystoglossa brachycera</i> Moure, 1960	4,55	-	A	A	A	P	P
272	<i>Paroxystoglossa jocasta</i> (Schrottky, 1910)	7,35	7,24	P	A	P	P	P
273	<i>Paroxystoglossa mimetica</i> Moure, 1950	3,71	-	A	A	?	A	A
274	<i>Paroxystoglossa</i> sp 1 (A1)	6,50	-	A	A	P	A	A
275	<i>Paroxystoglossa</i> sp 1 (A3)	4,94	-	A	A	A	A	P
276	<i>Paroxystoglossa</i> sp 1 (V1 e V2)	7,61	7,22	P	P	A	A	A
277	<i>Paroxystoglossa</i> sp 2 (V1)	11,10	7,48	P	A	A	A	A
278	<i>Paroxystoglossa</i> sp 3 (V1)	8,02	-	P	A	A	A	A
279	<i>Pseudaugochlora graminea</i> (Fabricius, 1804)	17,70	11,59	A	A	P	P	A
280	<i>Pseudaugochlora</i> sp 1 (A3)	17,51	16,31	A	A	A	A	P
281	<i>Pseudaugochlora</i> sp 1 (V1 e V2)	14,88	-	P	P	A	A	A
282	<i>Rhinocorynura inflaticeps</i> (Ducke, 1906)	9,41	-	A	A	?	A	A
283	<i>Rhinocorynura aff. inflaticeps</i> (Ducke, 1906) (V1 e V2)	10,43	7,83	P	P	A	A	P
284	<i>Rhinocorynura</i> sp (A1)	9,91	-	A	A	P	A	A
285	<i>Temnosoma</i> sp (A1)	6,01	-	A	A	P	A	A
286	<i>Temnosoma</i> sp 1 (A3)	3,19	-	A	A	A	A	P
287	<i>Thectochlora alaris</i> (Vachal, 1904)	3,22	2,66	A	A	P	P	A
288	<i>Thectochlora basiatra</i> (Strand, 1910)**	3,53	3,11	P	P	A	A	A
289	<i>Thectochlora mixta</i> Gonçalves & Melo, 2006	4,36	-	A	P	A	A	A
Halictini Thomson, 1869								
290	<i>Agapostemon (Notagapostemon) aff. chapadensis</i> Cockerell, 1900	11,80	8,87	P	A	A	P	A
291	<i>Caenohalictus implexus</i> Moure, 1950	2,25	-	A	A	?	A	A
292	<i>Caenohalictus palumbes</i> (Vachal, 1903)	9,79	-	A	A	A	A	P
293	<i>Caenohalictus tessellatus</i> (Moure, 1940)	2,31	1,62	P	P	A	P	P
294	<i>Caenohalictus</i> sp 1 (V1 e V2)	3,00	2,90	P	P	A	A	A
295	<i>Dialictus autranellus</i> (Vachal, 1904)	1,62	-	A	A	A	A	P
296	<i>Dialictus bruneriellus</i> (Cockerell, 1918)	3,65	-	A	A	A	A	P
297	<i>Dialictus flavipes</i> Moure, 1950**	1,37	1,29	A	A	?	P	A
298	<i>Dialictus micheneri</i> (Moure, 1956)	1,80	1,38	P	P	A	A	A
299	<i>Dialictus nanus</i> (Smith, 1879)	1,94	-	A	A	P	P	P
300	<i>Dialictus opacus</i> (Moure, 1940)	1,54	0,73	A	A	P	P	P
301	<i>Dialictus phleboleucus</i> (Moure, 1956)	1,03	-	A	A	P	P	A
302	<i>Dialictus rostratus</i> (Moure, 1947)	3,02	3,34	P	P	A	P	P
303	<i>Dialictus rhytidophorus</i> (Moure, 1956)	3,10	-	A	A	?	P	A
304	<i>Dialictus ypirangensis</i> (Schrottky, 1910)*	1,96	1,44	A	A	?	A	A
305	<i>Dialictus travassosi</i> (Moure, 1940)	3,36	-	A	A	?	P	A
306	<i>Dialictus</i> sp (A1)	1,92	-	A	A	P	A	A
307	<i>Dialictus</i> sp 1 (A2)	1,92	1,38	A	A	A	P	A
308	<i>Dialictus</i> sp 2 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
309	<i>Dialictus</i> sp 3 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
310	<i>Dialictus</i> sp 4 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
311	<i>Dialictus</i> sp 5 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
312	<i>Dialictus</i> sp 6 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
313	<i>Dialictus</i> sp 7 (A2)	1,92	1,38	A	A	A	P	A
314	<i>Dialictus</i> sp 8 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
315	<i>Dialictus</i> sp 9 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
316	<i>Dialictus</i> sp 10 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
317	<i>Dialictus</i> sp 11 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
318	<i>Dialictus</i> sp 12 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A

Apêndice 1: Continuação.

319	<i>Dialictus</i> sp 13 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
320	<i>Dialictus</i> sp 14 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
321	<i>Dialictus</i> sp 15 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
322	<i>Dialictus</i> sp 16 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
323	<i>Dialictus</i> sp 17 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
324	<i>Dialictus</i> sp 18 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
325	<i>Dialictus</i> sp 19 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
326	<i>Dialictus</i> sp 20 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
327	<i>Dialictus</i> sp 21 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
328	<i>Dialictus</i> sp 22 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
329	<i>Dialictus</i> sp 23 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
330	<i>Dialictus</i> sp 24 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
331	<i>Dialictus</i> sp 25 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
332	<i>Dialictus</i> sp 26 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
333	<i>Dialictus</i> sp 27 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
334	<i>Dialictus</i> sp 28 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
335	<i>Dialictus</i> sp 29 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
336	<i>Dialictus</i> sp 30 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
337	<i>Dialictus</i> sp 31 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
338	<i>Dialictus</i> sp 32 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
339	<i>Dialictus</i> sp 33 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
340	<i>Dialictus</i> sp 34 (A2)	1,92	-	A	A	A	P	A
341	<i>Dialictus</i> sp 1 (A3)	2,19	-	A	A	A	A	P
342	<i>Dialictus</i> sp 2 (A3)	1,10	-	A	A	A	A	P
343	<i>Dialictus</i> sp 3 (A3)	1,03	-	A	A	A	A	P
344	<i>Dialictus</i> sp 4 (A3)	1,38	-	A	A	A	A	P
345	<i>Dialictus</i> sp 5 (A3)	1,51	-	A	A	A	A	P
346	<i>Dialictus</i> sp 6 (A3)	1,61	1,91	A	A	A	A	P
347	<i>Dialictus</i> sp 7 (A3)	1,61	-	A	A	A	A	P
348	<i>Dialictus</i> sp 8 (A3)	2,63	-	A	A	A	A	P
349	<i>Dialictus</i> sp 9 (A3)	1,59	-	A	A	A	A	P
350	<i>Dialictus</i> sp 10 (A3)	1,92	-	A	A	A	A	P
351	<i>Dialictus</i> sp 11 (A3)	2,54	2,02	A	A	A	A	P
352	<i>Dialictus</i> sp 12 (A3)	1,31	-	A	A	A	A	P
353	<i>Dialictus</i> sp 13 (A3)	1,92	1,38	A	A	A	A	P
354	<i>Dialictus</i> sp 14 (A3)	1,92	1,38	A	A	A	A	P
355	<i>Dialictus</i> sp 15 (A3)	2,09	-	A	A	A	A	P
356	<i>Dialictus</i> sp 16 (A3)	-	1,03	A	A	A	A	P
357	<i>Dialictus</i> sp 17 (A3)	-	1,61	A	A	A	A	P
358	<i>Dialictus</i> sp 18 (A3)	-	0,83	A	A	A	A	P
359	<i>Dialictus</i> sp 19 (A3)	-	1,10	A	A	A	A	P
360	<i>Dialictus</i> sp 20 (A3)	-	0,96	A	A	A	A	P
361	<i>Dialictus</i> sp 21 (A3)	-	0,83	A	A	A	A	P
362	<i>Dialictus</i> sp 1 (V1)	1,61	-	P	A	A	A	A
363	<i>Dialictus</i> sp 2 (V1)	1,91	-	P	A	A	A	A
364	<i>Dialictus</i> sp 3 (V1)	-	1,34	P	A	A	A	A
365	<i>Dialictus</i> sp 4 (V1)	-	1,38	P	A	A	A	A
366	<i>Dialictus</i> sp 5 (V1)	1,92	-	P	A	A	A	A
367	<i>Dialictus</i> sp 6 (V1)	2,81	-	P	A	A	A	A
368	<i>Dialictus</i> sp 7 (V1)	1,71	-	P	A	A	A	A
369	<i>Dialictus</i> sp 8 (V1)	2,90	-	P	A	A	A	A
370	<i>Dialictus</i> sp 9 (V1 e V2)	1,37	-	P	P	A	A	A
371	<i>Dialictus</i> sp 10 (V1)	2,53	1,14	P	A	A	A	A
372	<i>Dialictus</i> sp 11 (V1)	2,50	-	P	P	A	A	A
373	<i>Dialictus</i> sp 12 (V1)	1,71	-	P	A	A	A	A
374	<i>Dialictus</i> sp 13 (V1)	2,50	-	P	P	A	A	A
375	<i>Dialictus</i> sp 14 (V1 e V2)	1,49	1,97	P	A	A	A	A
376	<i>Dialictus</i> sp 15 (V1 e V2)	1,43	1,38	P	P	A	A	A
377	<i>Dialictus</i> sp 16 (V1 e V2)	1,99	1,71	P	P	A	A	A

Apêndice 1: Continuação.

378	<i>Dialictus</i> sp 18 (V1 e V2)	1,92	1,34	P	P	A	A	A
379	<i>Dialictus</i> sp 19 (V1 e V2)	2,76	-	P	P	A	A	A
380	<i>Dialictus</i> sp 20 (V1 e V2)	4,36	-	P	P	A	A	A
381	<i>Dialictus</i> sp 21 (V1 e V2)	1,19	0,96	P	P	A	A	A
382	<i>Dialictus</i> sp 22 (V1 e V2)	1,81	1,43	P	P	A	A	A
383	<i>Dialictus</i> sp 23 (V1 e V2)	1,07	1,10	P	P	A	A	A
384	<i>Dialictus</i> sp 24 (V1 e V2)	1,91	-	P	P	A	A	A
385	<i>Dialictus</i> sp 25 (V1 e V2)	2,12	2,25	P	P	A	A	A
386	<i>Dialictus</i> sp 26 (V1 e V2)**	1,81	1,67	P	P	A	A	A
387	<i>Dialictus</i> sp 27 (V1 e V2)**	1,61	1,50	P	P	A	A	A
388	<i>Oragapostemon divaricatus</i> (Vachal, 1903)	9,54	6,03	A	A	?	A	A
389	<i>Pseudagapostemon</i> (<i>Brasilagapostemon</i>) <i>larocai</i> Cure, 1989	10,93	8,10	A	P	?	P	A
390	<i>Pseudagapostemon</i> (<i>Brasilagapostemon</i>) <i>tesselatus</i> Cure, 1989	7,92	-	A	P	A	A	A
391	<i>Pseudagapostemon</i> (<i>Pseudagapostemon</i>) <i>anasimus</i> Cure, 1989	7,22	-	P	A	A	A	A
392	<i>Pseudagapostemon</i> (<i>Pseudagapostemon</i>) <i>cyaneus</i> Moure & Sakagami, 1984	8,30	6,47	P	P	?	P	P
393	<i>Pseudagapostemon</i> (<i>Pseudagapostemon</i>) <i>ochromerus</i> (Vachal, 1904)	8,47	5,91	P	P	?	P	A
394	<i>Pseudagapostemon</i> (<i>Pseudagapostemon</i>) <i>pruinusos</i> Moure & Sakagami, 1984	5,65	3,61	A	A	A	P	P
395	<i>Pseudagapostemon</i> sp (A1)	7,98	-	A	A	P	A	A
396	<i>Sphecodes</i> sp (A2)	1,68	2,09	A	A	A	P	A
397	<i>Sphecodes</i> sp 1 (A3)	1,54	-	A	A	A	A	P
398	<i>Sphecodes</i> sp 1 (V1)	2,99	2,90	P	A	A	A	A
399	<i>Sphecodes</i> sp 2 (V1)	5,78	-	P	A	A	A	A
400	<i>Sphecodes</i> sp 3 (V1 e V2)	1,10	-	P	P	A	A	A
MEGACHILINAE								
Anthidiini Ashmead, 1899								
401	<i>Ananthidium dilmae</i> Urban, 1992	28,16	-	P	P	A	A	A
402	<i>Anthidium sertanicola</i> Moure & Urban, 1964	36,84	54,13	P	A	A	A	P
403	<i>Anthodioctes claudii</i> Urban, 1999	13,03	-	P	A	A	A	A
404	<i>Dicranthidium gregarium</i> (Schrottky, 1905)	8,02	-	P	A	A	A	A
405	<i>Epanthidium aureocinctum</i> Urban, 1995	37,60	43,23	A	P	A	A	A
406	<i>Epanthidium nectarinioides</i> (Schrottky, 1902)	32,95	-	A	A	P	A	A
407	<i>Hypanthidioides flavofasciata</i> (Schrottky, 1902)	20,44	-	P	A	A	A	A
408	<i>Moureanthidium catarinense</i> Urban, 1995*	10,43	8,50	P	A	A	A	A
409	<i>Saranthidium musciforme</i> (Schrottky, 1902)	14,88	11,80	P	A	A	A	A
Megachilini Latreille, 1802								
410	<i>Coelioxys</i> (<i>Acrocoelioxys</i>) <i>tolteca</i> Cresson, 1878	28,13	19,43	P	A	?	A	P
411	<i>Coelioxys</i> (<i>Glyptocoelioxys</i>) <i>cerasiopleura</i> Holmberg, 1903	31,62	23,67	P	P	A	A	A
412	<i>Coelioxys</i> (<i>Glyptocoelioxys</i>) <i>pampeana</i> Holmberg, 1887	31,11	-	A	A	?	A	A
413	<i>Coelioxys</i> (<i>Glyptocoelioxys</i>) sp (A2)	-	23,67	A	A	A	P	A
414	<i>Coelioxys</i> (<i>Glyptocoelioxys</i>) <i>chacoensis</i> Holmberg, 1903	27,22	-	P	A	A	A	A
415	<i>Coelioxys</i> (<i>Glyptocoelioxys</i>) sp 1 (V2)	17,51	-	A	P	A	A	A
416	<i>Coelioxys</i> (<i>Neocoelioxys</i>) <i>praetextata</i> Haliday, 1836	27,22	36,84	A	A	?	P	P
417	<i>Coelioxys vidua</i> Smith 1854	36,84	-	A	A	A	A	P
418	<i>Coelioxys</i> sp (A1)*	27,20	25,90	A	A	?	A	A
419	<i>Megachile</i> (<i>Acentron</i>) <i>eburnipes</i> Vachal, 1904	45,98	-	A	A	?	P	A
420	<i>Megachile</i> (<i>Acentron</i>) <i>itapuae</i> Schrottky, 1908*	48,78	36,57	A	A	?	A	A
421	<i>Megachile</i> (<i>Acentron</i>) cfr. <i>itapuae</i> Schrottky, 1908 (V1 e V2)	55,60	-	P	P	A	A	A
422	<i>Megachile</i> (<i>Acentron</i>) <i>lentifera</i> Vachal, 1909	49,52	42,06	P	P	?	P	A
423	<i>Megachile</i> (<i>Acentron</i>) sp 10 (A2)	48,61	42,06	A	A	A	P	A
424	<i>Megachile</i> (<i>Acentron</i>) sp 1 (V2)	44,93	-	A	P	A	A	A
425	<i>Megachile</i> (<i>Austromegachile</i>) <i>fiebrigi</i> Schrottky, 1908	76,08	-	P	A	A	A	A
426	<i>Megachile</i> (<i>Austromegachile</i>) <i>recta</i> Mitchell, 1930	38,96	-	A	A	?	A	A
427	<i>Megachile</i> (<i>Austromegachile</i>) <i>susurrans</i> Haliday, 1836	40,92	20,75	A	A	?	P	A
428	<i>Megachile</i> (<i>Austromegachile</i>) <i>trigonaspis</i> Schrottky, 1913	48,88	26,61	P	A	?	A	A
429	<i>Megachile</i> (<i>Austromegachile</i>) sp 7 (A2)	49,94	23,56	A	A	A	P	A
430	<i>Megachile</i> (<i>Chrysosarus</i>) <i>affabilis</i> Mitchell, 1930	25,76	-	P	P	A	A	A
431	<i>Megachile</i> (<i>Chrysosarus</i>) <i>inquirenda</i> Schrottky, 1913	24,70	19,93	P	A	?	P	A
432	<i>Megachile</i> (<i>Chrysosarus</i>) <i>pseudanthidioides</i> Moure, 1943	52,96	-	A	A	?	A	P
433	<i>Megachile</i> (<i>Chrysosarus</i>) sp 11 (A2)	52,96	-	A	A	A	A	A

Apêndice 1: Continuação.

434	<i>Megachile (Chrysosarus)</i> sp 1 (V1)	39,50	-	P	A	A	A	A
435	<i>Megachile (Chrysosarus)</i> sp 2 (V1)	39,50	38,37	P	A	A	A	A
436	<i>Megachile (Chrysosarus)</i> sp 3 (V2)	-	16,61	A	P	A	A	A
437	<i>Megachile (Grafella) crotalariae</i> (Schwimmer, 1980)	43,23	-	P	A	A	A	A
438	<i>Megachile (Leptorachis) aetheria</i> Mitchell, 1930	51,06	40,75	A	A	?	P	A
439	<i>Megachile (Leptorachis) aureiventris</i> Schrottky, 1902	58,90	43,44	P	P	?	P	A
440	<i>Megachile (Leptorachis) friesei</i> Schrottky, 1902	129,79	97,36	P	A	A	A	A
441	<i>Megachile (Leptorachis) paulistana</i> Schrottky, 1902	46,86	-	P	A	?	A	P
442	<i>Megachile (Moureapis) apicipennis</i> Schrottky, 1902	37,45	20,85	P	P	A	P	P
443	<i>Megachile (Moureapis) aff. apicipennis</i>	28,48	21,48	P	A	A	A	A
444	<i>Megachile (Moureapis) electrum</i> Mitchell, 1930	58,13	-	A	A	A	A	P
445	<i>Megachile (Moureapis) maculata</i> Rosdoszkowski, 1874	36,00	-	P	P	?	P	P
446	<i>Megachile (Moureapis) nigropilosa</i> Schrottky, 1902	36,62	24,82	A	A	?	P	A
447	<i>Megachile (Moureapis) pleuralis</i> Vachal, 1909*	48,78	36,57	A	A	?	A	A
448	<i>Megachile (Moureapis)</i> sp 14 (A2)	-	23,11	A	A	A	P	A
449	<i>Megachile (Pseudocentron) curvipes</i> Smith, 1853	44,42	-	P	A	?	P	A
450	<i>Megachile (Pseudocentron) terrestris</i> Schrottky, 1902	53,93	35,94	A	A	?	P	P
451	<i>Megachile (Pseudocentron) cfr. terrestris</i> Schrottky, 1902 (V1 e V2)	53,74	-	P	P	A	A	A
452	<i>Megachile (Pseudocentron) cfr. framea</i> Schrottky, 1913	53,16	30,44	A	A	?	A	P
453	<i>Megachile (Pseudocentron)</i> sp 1 (A3)**	43,23	31,89	A	A	A	A	P
454	<i>Megachile (Pseudocentron)</i> sp 2 (A3)**	45,80	33,65	A	A	A	A	P
455	<i>Megachile (Pseudocentron)</i> sp 12 (A2)	48,90	-	A	A	A	P	A
456	<i>Megachile (Tylomegachile) orba</i> Schrottky, 1913	47,57	-	P	A	A	A	A
457	<i>Megachile ihreringi</i> Schrottky, 1913	64,27	83,66	P	P	A	P	P
458	<i>Megachile</i> sp 1 (A2)	44,05	35,72	A	A	A	P	A
459	<i>Megachile</i> sp 2 (A2)	44,05	-	A	A	A	P	A
460	<i>Megachile</i> sp 3 (A2)	-	35,72	A	A	A	P	A
461	<i>Megachile</i> sp 4 (A2)	-	35,72	A	A	A	P	A
462	<i>Megachile</i> sp 5 (A2)	-	35,72	A	A	A	P	A
463	<i>Megachile</i> sp 6 (A2)	-	35,72	A	A	A	P	A
464	<i>Megachile</i> sp 8 (A2)	-	35,72	A	A	A	P	A
465	<i>Megachile</i> sp 9 (A2)	-	35,72	A	A	A	P	A

Apêndice 2 – Relação dos intervalos de classes de peso seco, apresentando o número de gêneros (n_g) por subfamília e para Apidae. Ausentes compreendem o número de machos não amostrados dentre os levantamentos.

Apinae								
Fêmeas					Machos			
Classificação	Peso Seco (mg)	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	Peso Seco (mg)	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}
Ausentes	-	0	0%	0%	-	11	28%	28%
Peso Seco Baixo	0,9254 – 3,9474	4	10%	10%	0,8839 – 2,6738	3	8%	35%
Peso Seco Médio Inferior	3,9474 – 8,4441	6	15%	25%	2,6738 – 6,2526	4	10%	45%
Peso Seco Médio	3,3699 – 12,6420	7	18%	43%	6,2526 – 11,3596	6	15%	60%
Peso Seco Médio Superior	12,6420 – 20,6397	7	18%	60%	11,3596 – 16,4832	6	15%	75%
Peso Seco Elevado	20,2349 – 58,2886	7	18%	78%	16,4832 – 54,1268	6	15%	90%
Extremos	$x > 58,2886$	9	23%	100%	$x > 54,1268$	4	10%	100%
Total		40	100%			40	100%	

Halictinae								
Fêmeas					Machos			
Classificação	Peso Seco (mg)	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	Peso Seco (mg)	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}
Ausentes	-	0	0%	0%	-	1	6%	6%
Peso Seco Baixo	0,9254 – 3,9474	6	35%	35%	0,8839 – 2,6738	4	24%	29%
Peso Seco Médio Inferior	3,9474 – 8,4441	6	35%	71%	2,6738 – 6,2526	7	41%	71%
Peso Seco Médio	3,3699 – 12,6420	4	24%	94%	6,2526 – 11,3596	4	24%	94%
Peso Seco Médio Superior	12,6420 – 20,6397	1	6%	100%	11,3596 – 16,4832	1	6%	100%
Peso Seco Elevado	20,2349 – 58,2886	0	0%	100%	16,4832 – 54,1268	0	0%	100%
Extremos	$x > 58,2886$	0	0%	100%	$x > 54,1268$	0	0%	100%
Total		17	100%			17	100%	

Andreninae								
Fêmeas					Machos			
Classificação	Peso Seco (mg)	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	Peso Seco (mg)	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}
Ausentes	-	0	0%	0%	-	1	13%	13%
Peso Seco Baixo	0,9254 – 3,9474	3	38%	38%	0,8839 – 2,6738	3	38%	50%
Peso Seco Médio Inferior	3,9474 – 8,4441	1	13%	50%	2,6738 – 6,2526	1	13%	63%
Peso Seco Médio	3,3699 – 12,6420	2	25%	75%	6,2526 – 11,3596	1	13%	75%
Peso Seco Médio Superior	12,6420 – 20,6397	0	0%	75%	11,3596 – 16,4832	1	13%	88%
Peso Seco Elevado	20,2349 – 58,2886	1	13%	88%	16,4832 – 54,1268	0	0%	88%
Extremos	$x > 58,2886$	1	13%	100%	$x > 54,1268$	1	13%	100%
Total		8	100%			8	100%	

Colletinae								
Fêmeas					Machos			
Classificação	Peso Seco (mg)	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	Peso Seco (mg)	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}
Ausentes	-	0	0%	0%	-	0	0%	0%
Peso Seco Baixo	0,9254 – 3,9474	1	11%	11%	0,8839 – 2,6738	2	22%	22%
Peso Seco Médio Inferior	3,9474 – 8,4441	1	11%	22%	2,6738 – 6,2526	0	0%	22%
Peso Seco Médio	3,3699 – 12,6420	1	11%	33%	6,2526 – 11,3596	1	11%	33%
Peso Seco Médio Superior	12,6420 – 20,6397	4	44%	78%	11,3596 – 16,4832	3	33%	67%
Peso Seco Elevado	20,2349 – 58,2886	2	22%	100%	16,4832 – 54,1268	3	33%	100%
Extremos	$x > 58,2886$	0	0%	100%	$x > 54,1268$	0	0%	100%
Total		9	100%			9	100%	

Megachilinae								
Fêmeas					Machos			
Classificação	Peso Seco (mg)	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	Peso Seco (mg)	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}
Ausentes	-	0	0%	0%	-	4	40%	40%
Peso Seco Baixo	0,9254 – 3,9474	0	0%	0%	0,8839 – 2,6738	0	0%	40%
Peso Seco Médio Inferior	3,9474 – 8,4441	1	10%	10%	2,6738 – 6,2526	0	0%	40%
Peso Seco Médio	3,3699 – 12,6420	1	10%	20%	6,2526 – 11,3596	1	10%	50%
Peso Seco Médio Superior	12,6420 – 20,6397	3	30%	50%	11,3596 – 16,4832	1	10%	60%
Peso Seco Elevado	20,2349 – 58,2886	5	50%	100%	16,4832 – 54,1268	4	40%	100%
Extremos	$x > 58,2886$	0	0%	100%	$x > 54,1268$	0	0%	100%
Total		10	100%			10	100%	

Apidae								
Fêmeas					Machos			
Classificação	Peso Seco (mg)	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	Peso Seco (mg)	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}
Ausentes	-	0	0%	0%	-	17	20%	20%
Peso Seco Baixo	0,9254 – 3,9474	14	17%	17%	0,8839 – 2,6738	12	14%	35%
Peso Seco Médio Inferior	3,9474 – 8,4441	15	18%	35%	2,6738 – 6,2526	12	14%	49%
Peso Seco Médio	3,3699 – 12,6420	15	18%	52%	6,2526 – 11,3596	13	15%	64%
Peso Seco Médio Superior	12,6420 – 20,6397	15	18%	70%	11,3596 – 16,4832	12	14%	79%
Peso Seco Elevado	20,2349 – 58,2886	15	18%	88%	16,4832 – 54,1268	13	15%	94%
Extremos	$x > 58,2886$	10	12%	100%	$x > 54,1268$	5	6%	100%
Total		84	100%			84	100%	

Apêndice 3 – Relação de frequência de gêneros (n_g) dentre as classes de abundância para as subfamílias e para Apidae, nos respectivos levantamentos: A1, São José dos Pinhais, 1962-1963 (Sakagami *et al.* 1967); A2, São José dos Pinhais, 1981-1982 (Bortoli & Laroca 1990); A3, São José dos Pinhais, 2004-2005 (Melo *et al.* 2005); V1, Parque Estadual de Vila Velha, 2002-2003 (Melo *et al.* 2006); V2, Parque Estadual de Vila Velha 2003-2004 (Martins *et al.* 2013).

Apinae																
A1					A2			A3			V1			V2		
Classificação	Abundância	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}
Ausentes	-	20	-	-	24	-	-	24	-	-	8	-	-	15	-	-
Raros	$0 \neq x < 1,29$	4	20%	20%	3	19%	19%	3	19%	19%	10	31%	31%	6	24%	24%
Ocasionais	$1,29 \vdash 3,67$	3	15%	35%	0	0%	19%	5	31%	50%	6	19%	50%	2	8%	32%
Intermediários	$3,67 \vdash 8,96$	1	5%	40%	2	13%	31%	2	13%	63%	8	25%	75%	7	28%	60%
Abundantes	$8,96 \vdash 26,06$	4	20%	60%	6	38%	69%	2	13%	75%	3	9%	84%	6	24%	84%
Dominantes	$26,06 \vdash 124,67$	6	30%	90%	4	25%	94%	3	19%	94%	5	16%	100%	3	12%	96%
Extremos	$x > 124,67$	2	10%	100%	1	6%	100%	1	6%	100%	0	0%	100%	1	4%	100%
Presentes		20	100%		16	100%		16	100%		32	100%		25	100%	

Halictinae																
A1					A2			A3			V1			V2		
Classificação	Abundância	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}
Ausentes	-	1	-	-	4	-	-	4	-	-	5	-	-	4	-	-
Raros	$0 \neq x < 1,29$	1	6%	6%	1	8%	8%	3	23%	23%	2	17%	17%	0	0%	0%
Ocasionais	$1,29 \vdash 3,67$	1	6%	13%	2	15%	23%	1	8%	31%	1	8%	25%	3	23%	23%
Intermediários	$3,67 \vdash 8,96$	1	6%	19%	4	31%	54%	1	8%	38%	2	17%	42%	3	23%	46%
Abundantes	$8,96 \vdash 26,06$	2	13%	31%	1	8%	62%	3	23%	62%	3	25%	67%	3	23%	69%
Dominantes	$26,06 \vdash 124,67$	4	25%	56%	0	0%	62%	2	15%	77%	3	25%	92%	4	31%	100%
Extremos	$x > 124,67$	7	44%	100%	5	38%	100%	3	23%	100%	1	8%	100%	0	0%	100%
Presentes		16	100%		13	100%		13	100%		12	100%		13	100%	

Andreninae																
A1					A2			A3			V1			V2		
Classificação	Abundância	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}
Ausentes	-	3	-	-	4	-	-	3	-	-	2	-	-	3	-	-
Raros	$0 \neq x < 1,29$	0	0%	0%	0	0%	0%	1	20%	20%	1	17%	17%	1	20%	20%
Ocasionais	$1,29 \vdash 3,67$	0	0%	0%	1	25%	25%	2	40%	60%	1	17%	33%	1	20%	40%
Intermediários	$3,67 \vdash 8,96$	2	40%	40%	0	0%	25%	0	0%	60%	3	50%	83%	2	40%	80%
Abundantes	$8,96 \vdash 26,06$	1	20%	60%	2	50%	75%	1	20%	80%	0	0%	83%	0	0%	80%
Dominantes	$26,06 \vdash 124,67$	2	40%	100%	1	25%	100%	1	20%	100%	1	17%	100%	1	20%	100%
Extremos	$x > 124,67$	0	0%	100%	0	0%	100%	0	0%	100%	0	0%	100%	0	0%	100%
Presentes		5	100%		4	100%		5	100%		6	100%		5	100%	

Apêndice 3 – Continuação.

Colletinae																
Classificação	Abundância	A1			A2			A3			V1			V2		
		n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}
Ausentes	-	4	-	-	5	-	-	3	-	-	5	-	-	6	-	-
Raros	$0 \neq x < 1,29$	1	20%	20%	0	0%	0%	3	50%	50%	1	25%	25%	0	0%	0%
Ocasionais	$1,29 \vdash 3,67$	2	40%	60%	2	50%	50%	2	33%	83%	1	25%	50%	0	0%	0%
Intermediários	$3,67 \vdash 8,96$	0	0%	60%	2	50%	100%	0	0%	83%	0	0%	50%	1	33%	33%
Abundantes	$8,96 \vdash 26,06$	2	40%	100%	0	0%	100%	1	17%	100%	2	50%	100%	1	33%	67%
Dominantes	$26,06 \vdash 124,67$	0	0%	100%	0	0%	100%	0	0%	100%	0	0%	100%	1	33%	100%
Extremos	$x > 124,67$	0	0%	100%	0	0%	100%	0	0%	100%	0	0%	100%	0	0%	100%
Presentes		5	100%		4	100%		6	100%		4	100%		3	100%	
Megachilinae																
Classificação	Abundância	A1			A2			A3			V1			V2		
		n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}
Ausentes	-	7	-	-	8	-	-	7	-	-	1	-	-	6	-	-
Raros	$0 \neq x < 1,29$	1	33%	33%	0	0%	0%	1	33%	33%	3	33%	33%	0	0%	0%
Ocasionais	$1,29 \vdash 3,67$	0	0%	33%	1	50%	50%	0	0%	33%	4	44%	78%	1	25%	25%
Intermediários	$3,67 \vdash 8,96$	0	0%	33%	0	0%	50%	1	33%	67%	1	11%	89%	2	50%	75%
Abundantes	$8,96 \vdash 26,06$	1	33%	67%	0	0%	50%	0	0%	67%	0	0%	89%	1	25%	100%
Dominantes	$26,06 \vdash 124,67$	1	33%	100%	1	50%	100%	1	33%	100%	1	11%	100%	0	0%	100%
Extremos	$x > 124,67$	0	0%	100%	0	0%	100%	0	0%	100%	0	0%	100%	0	0%	100%
Presentes		3	100%		2	100%		3	100%		9	100%		4	100%	
Apidae																
Classificação	Abundância	A1			A2			A3			V1			V2		
		n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}
Ausentes	-	35	-	-	45	-	-	41	-	-	21	-	-	34	-	-
Raros	$0 \neq x < 1,29$	7	14%	14%	4	10%	10%	11	26%	26%	17	27%	27%	7	14%	14%
Ocasionais	$1,29 \vdash 3,67$	6	12%	27%	6	15%	26%	10	23%	49%	13	21%	48%	7	14%	28%
Intermediários	$3,67 \vdash 8,96$	4	8%	35%	8	21%	46%	4	9%	58%	14	22%	70%	15	30%	58%
Abundantes	$8,96 \vdash 26,06$	10	20%	55%	9	23%	69%	7	16%	74%	8	13%	83%	11	22%	80%
Dominantes	$26,06 \vdash 124,67$	13	27%	82%	6	15%	85%	7	16%	91%	10	16%	98%	9	18%	98%
Extremos	$x > 124,67$	9	18%	100%	6	15%	100%	4	9%	100%	1	2%	100%	1	2%	100%
Presentes		49	100%		39	100.00%		43	100.00%		63	100.00%		50	100.00%	

Apêndice 4 – Relação de frequência de gêneros (n_g) dentre as classes de biomassa (mg) para as subfamílias e para Apidae, nos respectivos levantamentos: A1, São José dos Pinhais, 1962-1963 (Sakagami *et al.* 1967); A2, São José dos Pinhais, 1981-1982 (Bortoli & Laroca 1990); A3, São José dos Pinhais, 2004-2005 (Melo *et al.* 2005); V1, Parque Estadual de Vila Velha, 2002-2003 (Melo *et al.* 2006); V2, Parque Estadual de Vila Velha 2003-2004 (Martins *et al.* 2013).

Apinae																
A1			A2			A3			V1			V2				
Classificação	Biomassa Relativa	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}
Nula	-	20	-	-	24	-	-	24	-	-	8	-	-	15	-	-
Baixa	$0 \neq x < 15,62$	2	10%	10%	2	13%	13%	4	25%	25%	5	16%	16%	2	8%	8%
Média Inferior	$15,62 \vdash 42,35$	2	10%	20%	2	13%	25%	2	13%	38%	8	25%	41%	6	24%	32%
Média	$42,35 \vdash 93,39$	2	10%	30%	2	13%	38%	4	25%	63%	8	25%	66%	2	8%	40%
Média Superior	$93,39 \vdash 230,84$	6	30%	60%	2	13%	50%	0	0%	63%	5	16%	81%	6	24%	64%
Elevada	$230,84 \vdash 1223,04$	4	20%	80%	4	25%	75%	5	31%	94%	2	6%	88%	6	24%	88%
Extrema	$x > 1223,04$	4	20%	100%	4	25%	100%	1	6%	100%	4	13%	100%	3	12%	100%
Presentes		20	100%		16	100%		16	100%		32	100%		25	100.00%	

Halictinae																
A1			A2			A3			V1			V2				
Classificação	Biomassa Relativa	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}
Nula	-	1	-	-	4	-	-	4	-	-	5	-	-	4	-	-
Baixa	$0 \neq x < 15,62$	2	13%	13%	3	23%	23%	4	31%	31%	3	25%	25%	3	23%	23%
Média Inferior	$15,62 \vdash 42,35$	1	6%	19%	4	31%	54%	1	8%	38%	2	17%	42%	1	8%	31%
Média	$42,35 \vdash 93,39$	2	13%	31%	0	0%	54%	1	8%	46%	0	0%	42%	3	23%	54%
Média Superior	$93,39 \vdash 230,84$	2	13%	44%	1	8%	62%	2	15%	62%	5	42%	83%	4	31%	85%
Elevada	$230,84 \vdash 1223,04$	6	38%	81%	1	8%	69%	4	31%	92%	2	17%	100%	2	15%	100%
Extrema	$x > 1223,04$	3	19%	100%	4	31%	100%	1	8%	100%	0	0%	100%	0	0%	100%
Presentes		16	100%		13	100%		13	100%		12	100%		13	100.00%	

Andreninae																
A1			A2			A3			V1			V2				
Classificação	Biomassa Relativa	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}
Nula	-	3	-	-	4	-	-	3	-	-	2	-	-	3	-	-
Baixa	$0 \neq x < 15,62$	1	20%	20%	0	0%	0%	3	60%	60%	1	17%	17%	2	40%	40%
Média Inferior	$15,62 \vdash 42,35$	0	0%	20%	1	25%	25%	0	0%	60%	2	33%	50%	1	20%	60%
Média	$42,35 \vdash 93,39$	2	40%	60%	1	25%	50%	1	20%	80%	0	0%	50%	0	0%	60%
Média Superior	$93,39 \vdash 230,84$	1	20%	80%	1	25%	75%	0	0%	80%	3	50%	100%	0	0%	60%
Elevada	$230,84 \vdash 1223,04$	1	20%	100%	1	25%	100%	1	20%	100%	0	0%	100%	2	40%	100%
Extrema	$x > 1223,04$	0	0%	100%	0	0%	100%	0	0%	100%	0	0%	100%	0	0%	100%
Presentes		5	100%		4	100%		5	100%		6	100%		5	100.00%	

Apêndice 4 – Continuação.

Colletinae																
A1			A2			A3			V1			V2				
Classificação	Biomassa Relativa	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}
Nula	-	4	-	-	5	-	-	3	-	-	5	-	-	6	-	-
Baixa	$0 \neq x < 15,62$	1	20%	20%	0	0%	0%	4	67%	67%	0	0%	0%	0	0%	0%
Média Inferior	$15,62 \vdash 42,35$	1	20%	40%	0	0%	0%	2	33%	100%	2	50%	50%	0	0%	0%
Média	$42,35 \vdash 93,39$	2	40%	80%	4	100%	100%	0	0%	100%	2	50%	100%	2	67%	67%
Média Superior	$93,39 \vdash 230,84$	0	0%	80%	0	0%	100%	0	0%	100%	0	0%	100%	1	33%	100%
Elevada	$230,84 \vdash 1223,04$	1	20%	100%	0	0%	100%	0	0%	100%	0	0%	100%	0	0%	100%
Extrema	$x > 1223,04$	0	0%	100%	0	0%	100%	0	0%	100%	0	0%	100%	0	0%	100%
Presentes		5	100%		4	100%		6	100%		4	100%		3	100.00%	
Megachilinae																
A1			A2			A3			V1			V2				
Classificação	Biomassa Relativa	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}
Nula	-	7	-	-	8	-	-	7	-	-	1	-	-	6	-	-
Baixa	$0 \neq x < 15,62$	0	0%	0%	0	0%	0%	0	0%	0%	1	11%	11%	0	0%	0%
Média Inferior	$15,62 \vdash 42,35$	0	0%	0%	0	0%	0%	0	0%	0%	5	56%	67%	0	0%	0%
Média	$42,35 \vdash 93,39$	1	33%	33%	1	50%	50%	1	33%	33%	1	11%	78%	1	25%	25%
Média Superior	$93,39 \vdash 230,84$	0	0%	33%	0	0%	50%	1	33%	67%	1	11%	89%	2	50%	75%
Elevada	$230,84 \vdash 1223,04$	1	33%	67%	0	0%	50%	0	0%	67%	0	0%	89%	1	25%	100%
Extrema	$x > 1223,04$	1	33%	100%	1	50%	100%	1	33%	100%	1	11%	100%	0	0%	100%
Presentes		3	100%		2	100%		3	100%		9	100%		4	100.00%	
Apidae																
A1			A2			A3			V1			V2				
Classificação	Biomassa Relativa	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}	n_g	$f_g \times 100$	f_{ac}
Nula	-	35	-	-	45	-	-	41	-	-	21	-	-	34	-	-
Baixa	$0 \neq x < 15,62$	6	12%	12%	5	13%	13%	15	35%	35%	10	16%	16%	7	14%	14%
Média Inferior	$15,62 \vdash 42,35$	4	8%	20%	7	18%	31%	5	12%	47%	19	30%	46%	8	16%	30%
Média	$42,35 \vdash 93,39$	9	18%	39%	8	21%	51%	7	16%	63%	11	17%	63%	8	16%	46%
Média Superior	$93,39 \vdash 230,84$	9	18%	57%	4	10%	62%	3	7%	70%	14	22%	86%	13	26%	72%
Elevada	$230,84 \vdash 1223,04$	13	27%	84%	6	15%	77%	10	23%	93%	4	6%	92%	11	22%	94%
Extrema	$x > 1223,04$	8	16%	100%	9	23%	100%	3	7%	100%	5	8%	100%	3	6%	100%
Presentes		49	100.00%		39	100.00%		43	100.00%		63	100.00%		50	100.00%	

Apêndice 5 – Apresentação da distribuição dos estados de atributos inerentes (exceto o peso seco) dentre os gêneros amostrados (1 – presença, 0 – ausência).

Subfamília	Gênero	Dieta		Nidificação		Requerimentos para Nidificação/Reprodução				Socialidade/Parasitismo			
		polilética	oligolética	solo	cavidade/aérea	óleos	resinas	folhas	perfume	cleptoparasitas	eussociais	parassociais	solitárias
Andreninae	<i>Acamptopoeum</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Callonychium</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Oxaea</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	<i>Anthrenoides</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Parapsaenythia</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Psaenythia</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Cephalurgus</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Rhopitulus</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Apinae	<i>Anthophora</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Bombus</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
	<i>Centris</i>	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Epicharis</i>	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Ancyluscelis</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Melitoma</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Ptilothrix</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Eufriesea</i>	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1
	<i>Eulaema</i>	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0
	<i>Ctenioschelus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	<i>Mesonychium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	<i>Gaesischia</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Melissodes</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Melissoptila</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Thygater</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Exomalopsis</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	<i>Isepeolus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	<i>Melipona</i>	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
	<i>Plebeia</i>	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
	<i>Scaptotrigona</i>	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
	<i>Tetragonisca</i>	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
	<i>Trigona</i>	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0
	<i>Brachynomada</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	<i>Nomada</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	<i>Trophocleptria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	<i>Osirinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	<i>Parepeolus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	<i>Arhysocele</i>	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Caenonomada</i>	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Lanthanomelissa</i>	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Lophopedia</i>	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Paratetrapedia</i>	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Tapinotaspoides</i>	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Xanthopedia</i>	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Tetrapedia</i>	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Ceratina (Ceratinula)</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0

Apêndice 5 – Apresentação da distribuição dos estados de atributos inerentes (exército o peso seco) dentre os gêneros amostrados (1 – presença, 0 – ausência).

Apinae		polilética	oligolética	solo	cavidade/aérea	óleos	resinas	folhas	perfume	cleptoparasitas	eussociais	parassociais	solitárias
	<i>Ceratina (Crewella)</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
	<i>Ceratina sp</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
	<i>Ceratina (Rhysoceratina)</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
	<i>Xylocopa</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
Colletinae	<i>Colletinae</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Colletes</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Ptiloglossa</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Hylaeus</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Belopria</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Hexanthes</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Nomiocolletes</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Perditomorpha</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Tetraglossula</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Chilicola</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Halictinae	<i>Augochlora</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
	<i>Augochlorella</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	<i>Augochlorodes</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Augochloropsis</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	<i>Ceratalictus</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	<i>Neocorynura</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Paroxystoglossa</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Pseudaugochlora</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Rhinocorynura</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	<i>Temnosoma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	<i>Thectochlora</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	<i>Agapostemon</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Caenohalictus</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Dialictus</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	<i>Oragapostemon</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Pseudagapostemon</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Sphecodes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Megachilinae	<i>Ananthidium</i>	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1
	<i>Anthidium</i>	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1
	<i>Anthodioctes</i>	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1
	<i>Dicranthidium</i>	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1
	<i>Epanthidium</i>	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1
	<i>Hypanthidioides</i>	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1
	<i>Moureanthidium</i>	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1
	<i>Saranthidium</i>	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1
	<i>Coelioxys</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	<i>Megachile</i>	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1

Apêndice 6 – Apresentação da distribuição dos estados de atributos de fenologia (distribuição e estações do ano referentes a cada e levantamento) dentre os gêneros amostrados

(1 – presença, 0 – ausência). C – restritas ao calor, F – restritas ao frio, R – restritas, E – esparsas, P – primavera, V – verão, O – outono e I – inverno.

	Distribuição										Estações									
	A1		A2		A3		V1		V2		A1		A2		A3		V1		V2	
	C	F	R	E	C	F	R	E	C	F	R	E	C	F	R	E	P	V	O	I
Andreninae																				
<i>Acamptopoeum</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Callonychium</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Oxaea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Anthrenoides</i>	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0
<i>Parapsaenythia</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Psaenythia</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Cephalurgus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Rhophitulus</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0
Apinae																				
<i>Anthophora</i>	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Bombus</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0
<i>Centris</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Epicharis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Ancyloscelis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Melitoma</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Ptilothrix</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Eufriesea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Eulaema</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ctenioschelus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Mesonychium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Gaesischia</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Melissodes</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Melissoptila</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0

Apêndice 6 – Continuação.

	Distribuição										Estações									
	A1		A2		A3		V1		V2		A1		A2		A3		V1		V2	
	C	F	R	E	C	F	R	E	C	F	R	E	C	F	R	E	P	V	O	I
Halictinae																				
<i>Pseudaugochlora</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1
<i>Rhinocorynura</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Temnosoma</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Thectochlora</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1
<i>Agapostemon</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Caenohalictus</i>	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	1	0	0	1	1	0	1	1	1	0
<i>Dialictus</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Oragapostemon</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudagapostemon</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Sphecodes</i>	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1	0
Megachilinae																				
<i>Ananthidium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Anthidium</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Anthodiocetes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Dicranthidium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Epanthidium</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Hypanthidioides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Moureaanthidium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
<i>Saranthidium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Coelioxys</i>	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0
<i>Megachile</i>	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0